

**DAS POTENZIAL VON ÖKONOMISCHER BEWERTUNG UND
PARTIZIPATION FÜR DIE PLANUNG GRÜNER INFRASTRUKTUR**

DISSERTATION

an der Fakultät Raumplanung
der Technischen Universität Dortmund
zur Erlangung des Grades eines
Doktors der Ingenieurwissenschaften
(Dr.-Ing.)

vorgelegt von
Jost Wilker

Dortmund
2017

Autor: Jost Friedrich Wolfgang Wilker
Neuer Graben 13
44139 Dortmund
Deutschland
jost.wilker@tu-dortmund.de

1. Prüfer: Univ.-Prof. Dr.-Ing. Dietwald Gruehn
Fachgebiet Landschaftsökologie und Landschaftsplanung
Fakultät Raumplanung
Technische Universität Dortmund

2. Prüfer: Univ.-Prof. Dr.-Ing. Stefan Siedentop
Fachgebiet Stadtentwicklung
Fakultät Raumplanung
Technische Universität Dortmund
Wissenschaftlicher Direktor
ILS - Institut für Landes- und Stadtentwicklungsforschung gGmbH

Vorsitz: Univ.-Prof. 'in Dr.-Ing. Sabine Baumgart
Fachgebiet Stadt- und Regionalplanung
Fakultät Raumplanung
Technische Universität Dortmund

Danksagung

Zu dieser Arbeit haben vielen Menschen direkt oder indirekt beigetragen, bei denen ich mich an dieser Stelle herzlich bedanke.

Mein Interesse für Grün- und Freiflächen sowie deren Wert für die Gesellschaft wurde in den Vorlesungen von Prof. Dr. Dietwald Gruehn über die Bedeutung von Grün- und Freiflächen für Immobilienwerte geweckt. Daraus und aus meiner Tätigkeit als studentischer Mitarbeiter im Projekt VALUE „Valuing Attractive Landscapes in the Urban Economy“ beim ILS - Institut für Landes- und Stadtentwicklungsforschung in Dortmund entwickelte sich die Motivation für meine Diplomarbeit „GrünAnlage – Was ist uns Stadtgrün wert? Eine ökonomische Bewertung des Westparks in Dortmund“. So gewann ich erste Einblicke in das Thema Grüne Infrastruktur und die ökonomische Bewertung seiner Komponenten.

Dank gilt meinen ehemaligen Kollegen Christine Rymsa-Fitschen und Dr. Karsten Rusche, die mir während der gemeinsamen Arbeit am ILS im Rahmen diverser EU-Projekte rund um das Thema Grüne Infrastruktur immer mit Rat, Tat und konstruktiver Kritik zur Seite standen. Insbesondere den inhaltlichen Austausch habe ich als sehr produktiv empfunden. Das sehr gute Arbeitsklima hat zusammen mit den spannenden Projektinhalten einen wesentlichen Teil dazu beigetragen, dass mein Interesse an Grüner Infrastruktur weiter gewachsen ist. Mit den Projekten verbunden waren die wirklich tollen Menschen, die sie bearbeitet haben: Mit Hilfe vieler internationaler Projektpartner aus Wissenschaft und Praxis durfte ich Grüne Infrastruktur erforschen, verstehen und an interessanten Beispielen erleben. Dafür und für die inspirierenden, auch informellen Gespräche und Hinweise bin ich ihnen äußerst dankbar. Ich hatte Glück mit diesen Menschen an solchen Projekten partizipieren zu dürfen.

Letztendlich haben mir die Projekte ermöglicht, gemeinsam mit den Koautoren Ergebnisse für diese Doktorarbeit zu generieren und waren damit ausschlaggebend für die Idee und Ausrichtung. Dafür danke ich den Projektpartnern, die konzeptionelle und praktische Unterstützung geleistet haben, wie auch den vielen Befragten und Interviewten. In diesem Zusammenhang ist auch die EU zu erwähnen, die die Projekte gefördert hat und das ILS, wo ich sie bearbeiten durfte. Beide haben mir außerdem die Teilnahme an etlichen Konferenzen und Workshops und so unbezahlbaren Austausch ermöglicht. Die Konzeption und Erstellung gemeinsamer Artikel, die aus den Ergebnissen der Projekte entstanden und nun Kern meiner Doktorarbeit sind, waren manchmal schwierig und nervenaufreibend, aber stets konstruktiv, kooperativ und zielführend. Für die gute Zusammenarbeit möchte ich allen Koautoren herzlich danken.

Meine jetzige Tätigkeit im Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen gibt mir die Möglichkeit, über den Aufruf Grüne Infrastruktur NRW das Thema aus einem anderen Blickwinkel mit stärkerem Praxisbezug wahrzunehmen und viele neue Akteure und Partner kennenzulernen. Ich empfinde es als motivierend, die erworbenen wissenschaftlichen Kenntnisse im Rahmen des Aufrufs sozusagen „vor der Haustür“ miteinbringen zu dürfen. Das hat meinen Blickwinkel auf das Thema in Nordrhein-Westfalen und in Deutschland erweitert und geschärft und mir gleichzeitig die kommunale Sichtweise nähergebracht. Ich danke meinen Kolleginnen und Kollegen im Ministerium dafür, dass sie mir den Einstieg in der Natur-schutzabteilung leicht gemacht haben.

Meinen Betreuern Prof. Dr. Dietwald Gruehn und Prof. Dr. Stefan Siedentop danke ich für die Geduld mit meiner Arbeit, die sich durch die vielen spannenden Projekte länger hingezogen hat. Sie haben mir während des schwierigen Prozesses der berufsbegleitenden Promotion den nötigen Freiraum gegeben und mich unterstützt.

Ausdrücklich möchte ich mich bei allen, auch nicht namentlich genannten Personen, bedanken, die mir ständig auf die Füße getreten sind und sich nach dem Stand dieser Arbeit erkundigt haben. Ohne dieses Nachhaken wäre die Arbeit wahrscheinlich bis heute nicht finalisiert worden. Mit euch (Familie, Freunde, Kollegen), war es aber auch möglich, Abstand zu gewinnen. Danke dafür, dass ihr mich manchmal, bewusst und unbewusst, durch Grillabende, Wanderungen und andere Aktivitäten von der Arbeit abgehalten habt.

Besonders möchte ich mich bei meinen Eltern und Schwiegereltern bedanken. Meine Eltern haben mir ungefragt die Möglichkeit gegeben, im Leben das zu tun, was mich interessiert und mich immer bedingungslos unterstützt. Dafür bin ich zutiefst dankbar. Auch meine Schwiegereltern haben immer verstanden, wenn ich manchmal keine Zeit hatte und mich zu anderen Gelegenheiten trotzdem stets willkommen geheißen.

Lisa, ich bin unendlich dankbar für deine Liebe, deine Unterstützung und dein Verständnis. Du gibst mir neue Energie, wenn der Akku leer ist. Diese Arbeit hat auch dich Zeit und Nerven gekostet. Wir beide wissen, dass der Weg das Ziel ist und auch diese Etappe habe ich mit deiner Hilfe gemeistert.

Eidesstattliche Versicherung

Hiermit versichere ich an Eides statt, dass ich die vorliegende Dissertation mit dem Titel „Das Potenzial von ökonomischer Bewertung und Partizipation für die Planung Grüner Infrastruktur“ selbstständig verfasst und keine anderen Quellen als die angegebenen verwendet habe. Alle in Anspruch genommenen Quellen und Hilfen habe ich als solche gekennzeichnet.

Des Weiteren erkläre ich an Eides statt, dass diese Arbeit weder in gleicher noch in ähnlicher Fassung oder in Teilen an der Technischen Universität Dortmund oder an einer anderen Hochschule im Zusammenhang mit einer staatlichen oder akademischen Prüfung bereits vorgelegt worden ist.

Dortmund, den 18.08.2017

Im Rahmen dieser Arbeit wird zur besseren Lesbarkeit nur die männliche Sprachform verwendet auch wenn beide Geschlechter gemeint sind.

Kurzfassung

Grün- und Freiflächen sind wesentliche Bestandteile der grünen Infrastruktur. Sie bieten Raum für unterschiedlichste Ökosysteme und stiften so über die Bereitstellung von Ökosystemleistungen Nutzen für die Gesellschaft. Durch die zunehmende Urbanisierung und Zersiedelung gehen aber urbane und peri-urbane Grün- und Freiflächen verloren oder werden in ihrer Qualität gemindert, was sich nachteilig auf ökosystemare Zusammenhänge auswirkt. Durch die Einschränkung der ökologischen Funktionen von Natur und Landschaft leiden auch die sozialen und ökonomischen Leistungen, die den Menschen zugutekommen. Die menschliche Gesellschaft ist somit in hohem Maße von den Ökosystemleistungen intakter Ökosysteme abhängig.

Der Mensch verliert durch Zersiedelung und Versiegelung zunehmend den Kontakt zu und das Wissen über die Natur. Letzteres ist trotz der grundsätzlich in der Gesellschaft vorhandenen breiten Unterstützung für die Entwicklung von Komponenten der grünen Infrastruktur, wie Grün- und Freiflächen, essenziell. Besonders in Städten, in welchen ein hoher Nutzungsdruck auf das limitierte Gut 'Fläche' herrscht, konkurriert grüne mit grauer Infrastruktur. Da häufig wirtschaftliche Interessen überwiegen, sind die Investitionen in Grün- und Freiflächen in den meisten Städten relativ niedrig und die Bedürfnisse der Öffentlichkeit werden wenig berücksichtigt. Diese Bedürfnisse und die Kenntnisse der lokalen Akteure sind jedoch relevante Planungsgrößen, da viele Komponenten der grünen Infrastruktur öffentliche Flächen sind, von deren Ökosystemleistungen ein Großteil der Gesellschaft profitiert.

Vor diesem Hintergrund besteht Handlungsbedarf dahingehend, Vorteile von Investitionen in Grün- und Freiflächen aufzuzeigen. Gleichzeitig gilt es, das gesellschaftliche Wissen über die Leistungen der Natur zu vergrößern beziehungsweise das vorhandene lokale Wissen der Bevölkerung über grüne Infrastruktur stärker zu berücksichtigen. So könnten die genannten Probleme auf nachhaltige Weise angegangen werden und die lokale Bevölkerung als direkter Adressat partizipieren.

Die vorliegende Dissertation rückt die Konzepte der Grünen Infrastruktur und der Ökosystemleistungen in den Fokus der Betrachtung. Beide werden als unmittelbar miteinander verknüpft verstanden. Auf dieser Grundlage wird das Potenzial von ökonomischer Bewertung und Partizipation zur Generierung von Ökosystemwissen für die Planung von grüner Infrastruktur untersucht. Dies geschieht mit Hilfe empirischer Studien aus vier Aufsatzpublikationen des Autors (und seiner Mitautoren). Es werden die wichtigsten Erkenntnisse aus Fallstudien, die im Zeitraum von 2009 bis 2015 in Belgien, Deutschland, Großbritannien und den Niederlanden vom Autor mitkonzipiert und begleitet wurden, dargestellt und zusammengeführt.

Dabei tragen die publikationsbasierten Ergebnisse dazu bei, Möglichkeiten aufzuzeigen, wie mittels Partizipation und ökonomischer Bewertung relevante quantitative und qualitative Informationen über den Nutzen von Ökosystemen bereitgestellt werden können. Beide Ansätze eignen sich (gemeinsam) dazu, unterschiedliche Arten von Ökosystemwissen über die direkte Einbeziehung der Nutzer und Profiteure von grüner Infrastruktur und ihrer Ökosystemleistungen zu generieren. Dies erlaubt es, das Bewusstsein für grüne Infrastruktur und seine Ökosystemleistungen in Planung, Politik und Zivilgesellschaft zu schärfen und beide Konzepte damit in der Breite zu stärken. Die Arbeit versteht sich somit als Beitrag zur aktuellen Diskussion um die Anwendung der Konzepte der Grünen Infrastruktur und der Ökosystemleistungen in der Planungspraxis.

Abstract

Green and open spaces are important components of green infrastructure. They offer a range of different ecosystem services society benefits from. Due to ongoing urbanisation and densification processes many urban and peri-urban green and open spaces disappear or degrade in quantity and quality, with negative impact on their ecosystems. The decline of the ecological functions of nature and landscape also weakens their social and economic merits, which are especially important for society. Hence, society strongly depends on eco-system services provided by healthy ecosystems.

As a consequence of sprawl and land consumption people are increasingly losing contact with and knowledge about nature. Although there is generally support for the development of green and open areas in society, this is an alarming trend as society's relation to nature is essential. However, especially in cities space is limited and the pressure for development is high resulting in a competition between green and grey infrastructure, which green infrastructure is rarely able to win. Thus, investment in green and open areas is low in most cities and public needs are often neglected as investments are mainly driven by economic interests. However, public needs and local stakeholders' knowledge are relevant factors in planning as a majority of green infrastructure components are public spaces. Society as a whole benefits from their ecosystem services.

The need to demonstrate the advantages of investments in green and open spaces is therefore high. It is also important to extend the knowledge about the services of nature in society and to pay more attention to the existing local knowledge about green infrastructure. By this means, aforementioned problems could be addressed sustainably through direct engagement of local communities.

This doctoral thesis focusses on the concepts of green infrastructure and ecosystem services. For the author both concepts are closely interrelated. Based on this understanding the potential of economic valuation and participation to generate ecosystem knowledge for the support of green infrastructure planning is examined with the aid of empirical studies. Their key parts were published in four journal articles by the author and the particular co-authors. The thesis outlines and discusses the main findings from case studies in Belgium, England, Germany and the Netherlands, which were conceptualised and conducted by the author between 2009 and 2015.

The published results show the potential of quantitative and qualitative information about ecosystem benefits deliverable by participation and economic valuation. The work indicates that both approaches are suited to generate different types of ecosystem knowledge by directly involving users and beneficiaries of green infrastructure and its ecosystem services. These means allow increasing the awareness of both issues in planning, politics and civil society and allow green infrastructure in general to gain in importance. This thesis is a contribution to the ongoing discussion about the green infrastructure approach and the ecosystem service concept and their application in planning practice.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	i
Abstract.....	iii
Inhaltsverzeichnis	v
Abbildungsverzeichnis	vii
Tabellenverzeichnis	viii
Abkürzungsverzeichnis.....	ix
1. Problem und Inhalt	11
2. Forschungsstand und -bedarf	15
2.1. Grüne Infrastruktur.....	15
2.1.1. Entstehung des Konzeptes	16
2.1.2. Prinzipien.....	19
2.1.3. Typologie	20
2.1.4. Funktionen und Leistungen.....	22
2.1.5. Bedeutungszuwachs.....	24
2.2. Ökosystemleistungen.....	25
2.2.1. Das Konzept der Ökosystemleistungen.....	26
2.2.2. Grüne Infrastruktur und Ökosystemleistungen	28
2.3. Partizipation in Planungs- und Entscheidungsprozessen	29
2.3.1. Das Prinzip von Partizipation.....	30
2.3.2. Grüne Infrastruktur und Partizipation.....	32
2.3.3. Ökosystemwissen	33
2.4. Bewertung von Grüner Infrastruktur und Ökosystemleistungen	34
2.4.1. Die Reisekostenmethode (Travel Cost Method)	35
2.4.2. Der Hedonische Preisansatz (Hedonic Pricing)	36
2.4.3. Die Kontingente Bewertungsmethode (Contingent Valuation Method)	36
2.4.4. Das Choice-Experiment	37
2.4.5. Der Benefit-Transfer (Benefit Transfer)	37

2.5. Forschungsbedarf und Zielsetzung	38
3. Publikationsbasierte Ergebnisse	41
3.1. Economic valuation as a tool to support decision-making in strategic green infrastructure planning.....	41
3.2. Improving participation in green infrastructure planning	43
3.3. Applying ecosystem benefit valuation to inform quarry restoration planning	47
3.4. Practical opportunities for the management of city parks through integration of economic valuation: Contingent valuation for improvements of Dortmund’s Westpark	51
4. Diskussion.....	55
4.1. Die Bedeutung von ökonomischer Bewertung und Partizipation	55
4.2. Weiterer Forschungsbedarf	58
4.3. Aktuelle Entwicklungen in Deutschland	59
5. Literaturverzeichnis	63
6. Publikationen des Autors	75
Anhang.....	I

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: GI-Schema	21
Abbildung 2: ÖSL-Kaskade.....	28
Abbildung 3: Ladder of Citizen Participation.....	31
Abbildung 4: GI-ÖSW-Wirkungszusammenhang.....	40
Abbildung 5: ÖSN- und ÖSW-Entstehungsprozess.....	47

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ausgewählte Definitionen von GI aus der Literatur	15
Tabelle 2: Typologie von GI	22
Tabelle 3: ÖSL-Klassifizierung	27
Tabelle 4: Ökonomische Bewertungsmethoden	35
Tabelle 5: Beliebtheit von Verbesserungsbereichen.....	42
Tabelle 6: Zahlungsbereitschaften für Maßnahmenkategorien.....	42
Tabelle 7: Fallstudien und ihre Partizipationsansätze.....	45
Tabelle 8: Charakteristika der untersuchten Fallstudien	48
Tabelle 9: ÖSN-Bewertung der rekultivierten Flächen und ihrer Szenarien	50
Tabelle 10: Einflussfaktoren der Zahlungs- und Arbeitsbereitschaft	53
Tabelle 11: Vorgeschlagene Verbesserungsmaßnahmen	54

Abkürzungsverzeichnis

BfN	Bundesamt für Naturschutz
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
CICES	Common International Classification of Ecosystem Services
CVM/ CV	Contingent Valuation Method/ Contingent Valuation Kontingente Bewertungsmethode/ Kontingente Bewertung
EEA	European Environmental Agency/ Europäische Umweltagentur
ES	Ecosystem Services (s. ÖSL)
EU	European Union/ Europäische Union
GI	Grüne Infrastruktur/ Green Infrastructure
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
ÖSL	Ökosystemleistungen
ÖSN	Ökosystemnutzen
ÖSW	Ökosystemwissen
TCM	Travel Cost Method/ Reisekostenmethode
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
UN	United Nations/ Vereinte Nationen
WTP	Willingness To Pay/ Zahlungsbereitschaft
WTW	Willingness To Work/ Arbeitsbereitschaft

1. Problem und Inhalt

Das 21. Jahrhundert ist das erste Jahrhundert, in dem mehr Menschen in Städten leben als außerhalb (vgl. Davoudi 2013). Der Verstädterungsgrad betrug im Jahr 2015 fast 80 Prozent (vgl. United Nations 2001; Tzoulas et al. 2007), für das Jahr 2020 ist dies auch für Europa vorhergesagt (vgl. Laforteza et al. 2013). Damit gehen stetig steigende Flächenverbräuche und Versiegelungsgrade, Suburbanisierung, hohes Verkehrsaufkommen, Lärm, Luftverschmutzung und brachliegende Flächen, Verfall sowie sozioökonomische Probleme einher (vgl. De Ridder et al. 2004). Verstärkt wird diese Problematik durch die negativen Auswirkungen des Klimawandels, welcher sich lokal unter anderem durch die Zunahme von Starkregenereignissen und Hitzeperioden äußert (vgl. Davoudi 2013). Kurz gesagt ist der Umweltstress sehr hoch, Ökosysteme sind oft in schlechtem Zustand beziehungsweise schwinden. Die Folgen für Natur und Mensch sind schwerwiegend, aber kaum vorhersehbar.

Grün- und Freiflächen sind wesentliche Bestandteile der städtischen Umwelt und leisten einen wichtigen Beitrag zur Lebensqualität der Menschen (vgl. Greenspace 2005). Sie bieten Raum für unterschiedlichste Ökosysteme und stiften so über die Bereitstellung von Ökosystemleistungen (ÖSL) Nutzen für die menschliche Gesellschaft in Bereichen wie der körperlichen und seelischen Gesundheit, der Attraktivität des Wohn- und Arbeitsstandortes und der Nachhaltigkeit (vgl. MEA 2005). Es besteht nachgewiesenermaßen ein positiver Zusammenhang zwischen der menschlichen Lebenserwartung und dem Zugang zu Grünflächen sowie zwischen Grünflächen und selbstempfundener Wohlbefinden (vgl. Tzoulas et al. 2007). Grün im Wohnumfeld verbessert die Luftqualität, mindert den Effekt von Wärmeinseln und schafft damit die Voraussetzung, sich länger und aktiver im Freien aufhalten zu können (vgl. Tzoulas et al. 2007). Außerdem erhöht Grün das Gemeinschaftsgefühl, da es häufig als Treffpunkt dient und Spielräume für Kinder bietet.

Durch die zunehmende Urbanisierung gehen urbane und peri-urbane Grün- und Freiflächen verloren oder werden in ihrer Qualität gemindert, was sich nachteilig auf Ökosysteme sowie die menschliche Gesundheit und das Wohlbefinden auswirkt (vgl. Tzoulas et al. 2007). So hat der mit der Urbanisierung verbundene Bau grauer Infrastruktur wie Verkehrs- und Leitungstrassen nicht zu überwindende Barrieren und einen Flickenteppich von isolierten Grün- und Freiflächen zur Folge (Laforteza et al. 2013). Die Funktionen und Leistungen von Ökosystemen werden dadurch stark eingeschränkt, da Konnektivität eine wichtige Landschaftseigenschaft ist (vgl. Leitao et al. 2006; Laforteza et al. 2013). Sie wird gekennzeichnet durch die Interaktion zwischen Strukturen und Funktionen der Landschaft wie Wasserströmen, Nährstoffkreislauf und biologische Vielfalt. Vom Menschen stark modifizierte Landschaften, besonders in urbanen Kontexten, weisen oft eine deutlich eingeschränkte Konnektivität auf. Hier haben Fragmentierung und Isolation von Landschaftselementen eine stark negative Wirkung auf ökologische Prozesse, die meist auf Konnektivität angewiesen sind. Dies gilt besonders für Luft- und Wasserströme, die in Städten und Stadtregionen von immenser Bedeutung sind, aber auch für Biotopverbünde und die Artenvielfalt (vgl. Ahern 2007). Die Resilienz der Natur, also ihre Regenerations- und Widerstandsfähigkeit, wird stark angegriffen und eingeschränkt. Durch die Einschränkung der ökologischen Funktionen von Natur und Landschaft leiden auch die sozialen und ökonomischen Leistungen (vgl. Niemelä et al. 2010). Verluste von wichtigen ÖSL wie Hochwasserschutz, Regenwasserversickerung und Luftfiltration erhöhen so das Risiko von Hochwassern und Naturkatastrophen. Solche Ereignisse fügen der

1. Problem und Inhalt

Gesellschaft einen hohen Schaden zu und sind mit enormen Kosten für Prävention und Wiederherstellung verbunden. Die menschliche Kultur ist zu einem großen Maße von den genannten Konnektivitäten und Systemen und den ÖSL intakter Ökosysteme abhängig (vgl. EU-Kommission 2013). Allerdings sorgen Zersiedelung und Versiegelung dafür, dass unsere Gesellschaft immer mehr den Kontakt zur Natur verliert (vgl. Laforze et al. 2013; Condera et al. 2015). Damit verbunden sind zunehmende Berührungängste mit der Natur und ein immer schlechter werdendes Naturwissen, vor allem bei Kindern und Jugendlichen (vgl. Brämer et al. 2016).

Es besteht vor dem Hintergrund konkurrierender Flächen- und Investitionsansprüche Handlungsbedarf darin, der Gesellschaft die Vorteile von Investitionen in Grün- und Freiflächen aufzuzeigen (vgl. Greenspace 2005). Mithilfe dieser könnten diverse genannte Wirkungen der Zersiedelung auf nachhaltige Weise angegangen und dazu Städte attraktiver gemacht werden. Obwohl heutzutage, besonders in Städten, in der Gesellschaft grundsätzlich eine breite Unterstützung für die Entwicklung von Grün- und Freiflächen herrscht, werden diese trotz ihrer vielfältigen Vorteile im Verhältnis zu grauer Infrastruktur nicht gebührend geschätzt (vgl. De Ridder et al. 2004; EU-Kommission 2013). In der Konsequenz sind die Investitionen in Grün- und Freiflächen in den meisten Städten verhältnismäßig niedrig. Die meisten Grün- und Freiflächen haben keine lokalen Unterstützer und sind daher dem marktbezogenen Flächenwettbewerb und sinkenden öffentlichen Mitteln für Pflege und Instandhaltung ausgesetzt (vgl. Greenspace 2005). Das ist insbesondere ein Problem, da viele Grün- und Freiflächen im volkswirtschaftlichen Sinne öffentliche Güter sind, die keinen Marktwert besitzen (vgl. Greenspace 2005). Dies führt wiederum dazu, dass ihre Funktionalität und Wertschätzung in der Gesellschaft sinken.

Ein Problem liegt in der Sichtweise auf Grün- und Freiflächen: Sie werden oft nur komplementär zu grauer Infrastruktur gesehen (vgl. Llausas u. Roe 2012). Häufig geht es allein um den Schutz bestimmter Arten, den Schutz einer bestimmten Fläche oder die Bewahrung der Landschaftsidentität. Die Natur steht im Gegensatz zum Urbanen und allem Gebauten (vgl. Faehnle 2014). Trotz der vielfältigen Nutzen, die durch Grün entstehen, gibt es nur wenige wirklich integrierte und ganzheitliche Planungsansätze zu Grün- und Freiflächen. Dabei können sie als *Grüne Infrastruktur* (GI) im Sinne eines strategisch geplanten Netzwerkes „natürlicher und naturnaher Flächen mit unterschiedlichen Umweltmerkmalen, das mit Blick auf die Bereitstellung eines breiten Spektrums an Ökosystemdienstleistungen angelegt ist und bewirtschaftet wird ...[...]" (EU-Kommission 2013: 3) entwickelt werden. Die für Grünflächen zuständigen Behörden und Entscheidungsträger halten sich jedoch meist traditionell an entwickelte Standards und Denkweisen und verfolgen selten eine interdisziplinäre Sichtweise. Dies scheint vor dem Hintergrund der fachlichen Qualifikationen der Personen gerechtfertigt, doch neben ihrem Fachwissen besteht ein dringender Bedarf darin, sich offen für neue Herangehensweisen zu zeigen und die Öffentlichkeit aktiv einzubeziehen. Denn öffentliche Bedürfnisse und lokale Kenntnisse sind relevante Planungsgrößen. Die Gesellschaft als Hauptnutznießer von GI und die lokale Bevölkerung als direkter Adressat sollten an der Planung partizipieren. Schließlich sind ein Großteil der GI-Komponenten öffentliche Flächen und deren über ÖSL erbrachte Nutzen stehen allen zur Verfügung (vgl. Rymsa-Fitschen et al. 2014; Wilker et al. 2016a).

Gerade hinter den genannten Bedürfnissen verbirgt sich oftmals wertvolles lokales Wissen über ÖSL von GI, das gepaart mit Expertenwissen in diesem Bereich eine wichtige Ressource als Ökosystemwissen (ÖSW) darstellen kann. Meist ist ÖSW allerdings schlecht in Planungs-, Design- und

1. Problem und Inhalt

Instandhaltungsprozesse integriert (vgl. James et al. 2009). Ein Aspekt dessen ist, dass glaubwürdige und nachvollziehbare Ansätze zur Bewertung von Grün- und Freiflächen, die effektiv die Entscheidungsfindung unterstützen, kaum existieren. Viele Planungen unterschätzen daher die Nutzen von Grün- und Freiflächen, sind wenig flexibel und konzentrieren sich nicht auf die Mehrdimensionalität von Grünflächen (vgl. DG Environment 2012; Llausas u. Roe 2012). Daher werden auch ähnliche Ziele wie nachhaltige Entwicklung, Klimaschutz und -anpassung selten gleichzeitig und kollaborativ angegangen. Doch Ressourcenknappheit und wirtschaftliche Krisen erfordern solche Ansätze, um den Nutzen unserer grünen Ressourcen zu maximieren (vgl. Llausas u. Roe 2012). Somit bestehen große Herausforderungen für die Planung und Instandhaltung von Grün- und Freiflächen (vgl. Tzoulas et al. 2007).

Vor dem Hintergrund dieser Problemstellung ist die Grundthese dieser Arbeit, dass über bessere Partizipation und eine breitere Informationsbasis hinsichtlich der (monetären) Werte der Natur, sich ÖSW in Gesellschaft, Planung und Politik vermehrt. Auf diese Weise lassen sich starke Argumente für GI-orientierte Planung und Investition finden. Ziel der Arbeit ist daher, sich exemplarisch der Untersuchung von Partizipation und ökonomischer Bewertung zur Generierung von ÖSW zu widmen und die Möglichkeiten einer ÖSL-basierten GI-Planung zu diskutieren. Partizipation umfasst die Beteiligung verschiedener Akteure an der Planung unter Zuhilfenahme unterschiedlicher Methoden und kann so ÖSW vermitteln und generieren. Einige Methoden der ökonomischen Bewertung arbeiten befragungsbasiert und beziehen somit ebenfalls Nutzer und ihr lokales ÖSW mit ein und stärken es.

In Kapitel 2 werden Forschungsstand und -bedarf zu GI, ÖSL, Partizipation und ökonomischer Bewertung erläutert sowie thematische Zusammenhänge aufgezeigt. Vor diesem Hintergrund wird zum Abschluss von Kapitel 2 der Forschungsbedarf zusammengeführt und die Zielsetzung der Arbeit abgeleitet. Da es sich bei der Arbeit um eine kumulative Dissertation handelt, finden sich die zentralen Forschungsergebnisse in bereits veröffentlichten Fachaufsätzen von Zeitschriften, die ein doppel-blindes Peer-Review Verfahren zur Qualitätssicherung von wissenschaftlichen Publikationen durchführen. Die zentralen Ergebnisse jeder Publikation sind in Kapitel 3 zusammengefasst. Danach folgt eine Diskussion im Hinblick auf Forschungsbedarf und Zielsetzung der Arbeit in Kapitel 4. Die Diskussion beinhaltet darüber hinaus eine Erörterung des weiteren Forschungsbedarfs und stellt die aktuellen Entwicklungen in Deutschland dar.

1. Problem und Inhalt

2. Forschungsstand und -bedarf

In diesem Kapitel wird zunächst der Forschungsstand hinsichtlich GI eingeführt. Ausgehend davon werden die zentralen Bausteine der Arbeit – ÖSL, Partizipation und ökonomische Bewertung – mit Bezug zu GI erläutert. Abschließend werden die Bausteine in einen Wirkungszusammenhang gesetzt und das Ziel der Arbeit abgeleitet¹.

2.1. Grüne Infrastruktur

Es existiert keine einheitliche Definition des Begriffs *Grüne Infrastruktur* (vgl. Llausas u. Roe 2012). Tabelle 1 stellt ausgewählte Definitionen von GI aus der Literatur dar. Benedict und McMahon, die den GI-Ansatz entscheidend mitgeprägt haben, definieren GI als „an interconnected network of green space that conserves natural ecosystem values and functions and provides associated benefits to human populations“ (Benedict u. McMahon 2002: 5). Die Bezeichnung GI wird oft im Zusammenhang mit Biodiversität und ÖSL gebraucht, wird von diversen Akteuren in unterschiedlichen Kontexten allerdings verschieden verstanden und verwendet (vgl. Davies et al. 2006; Wright 2011; Laforteza et al. 2013; Hehn et al. 2015). Die unklare Definition kann zu Irritation und Unwohlsein mit dem Umgang des Konzeptes bei Praktikern führen (vgl. Wright 2011). Trotz seiner Mehrdeutigkeit und Strittigkeit ist GI jedoch ein flexibler, prozesshafter Ansatz, der je nach Kontext interpretiert werden kann (vgl. Wright 2011).

Tabelle 1: Ausgewählte Definitionen von GI aus der Literatur

Quelle	Definition
Benedict und McMahon 2002	Green infrastructure is an interconnected network of green space that conserves natural ecosystem values and functions and provides associated benefits to human populations.
Davies et al. 2006	Green infrastructure is the physical environment within and between our cities, towns and villages. It is a network of multi-functional open spaces, including formal parks, gardens, woodlands, green corridors, waterways, street trees and open countryside. It comprises all environmental resources, and thus a green infrastructure approach also contributes towards sustainable resource management.
Benedict und McMahon 2006	Green infrastructure (GI) as: Strategically planned and managed networks of natural lands, working landscapes and other open spaces that conserve ecosystem values and functions and provide associated benefits to human populations.
Tzoulas et al. 2007	Grüne Infrastruktur besteht aus natürlichen, naturnahen und künstlichen Netzwerken von multifunktionalen ökologischen Systemen innerhalb, um und zwischen urbanen Gebieten und auf allen räumlichen Ebenen.
Natural Economy North West 2010	GI is the region's life support system – the network of green and blue spaces that lies within and between the North West's cities, towns and villages which provides multiple social, economic and environmental benefits.

¹ Am Ende eines Abschnitts, zu dem relevante Beiträge des Autors vorliegen, werden Schlüsselpublikationen aufgeführt. Die Volltexte finden sich nummeriert im Anhang. Sämtliche Schlüsselpublikationen wurden vom Autor in der Funktion des Hauptautors (Corresponding author) verfasst. Dementsprechend wurden große Teile der Schlüsselpublikationen vom Autor erstellt (mind. 30.000 Zeichen je Publikation) und der Veröffentlichungsprozess hauptverantwortlich koordiniert. Weitere Publikationen des Verfassers, die zur Genese der Schlüsselpublikationen beigetragen haben, einen relevanten Problembezug aufweisen und zusätzliche Aspekte enthalten, sind in der Publikationsliste in Kapitel 6 bibliografisch verzeichnet.

2.1. Grüne Infrastruktur

Naumann et al. 2011	Green infrastructure is the network of natural and semi-natural areas, features and green spaces in rural and urban, terrestrial, freshwater, coastal and marine areas, which together enhance ecosystem health and resilience, contribute to biodiversity conservation and benefit human populations through the maintenance and enhancement of ecosystem services. Green infrastructure can be strengthened through strategic and co-ordinated initiatives that focus on maintaining, restoring, improving and connecting existing areas and features as well as creating new areas and features.
EU-Kommission 2013	Grüne Infrastruktur ist ein strategisch geplantes Netzwerk natürlicher und naturnaher Flächen mit unterschiedlichen Umweltmerkmalen, das mit Blick auf die Bereitstellung eines breiten Spektrums an Ökosystemdienstleistungen angelegt ist und bewirtschaftet wird und terrestrische und aquatische Ökosysteme sowie andere physische Elemente in Land- (einschließlich Küsten-) und Meeresgebieten umfasst, wobei sich grüne Infrastruktur im terrestrischen Bereich sowohl im urbanen als auch im ländlichen Raum befinden kann.
Faehnle 2014	Urban green infrastructure is a network of areas and elements, forming an integral part of the urban system that serves ecosystem functioning and human well-being by ecosystem services.

Quelle: eigene Darstellung

2.1.1. Entstehung des Konzeptes

Hinweise auf GI finden sich erstmals in den USA der 1990er Jahre. Damals war das Ziel, Siedlungsflächen durch die Entwicklung von naturnahen Räumen als Regenwasserrückhalteflächen vor Überschwemmungen zu schützen (vgl. Benedict u. McMahon 2002, 2006; EEA 2011; Llausas u. Roe 2012; Mell 2013; Roe u. Mell 2013; Faehnle 2014). Des Weiteren finden sich Ursprünge in der Grünzuebewegung in den USA (vgl. Roe u. Mell 2013). Der amerikanische Conservation Fund und andere Institutionen entwickelten schnell ein deutlich breiteres Verständnis und identifizierten auch andere Funktionen von GI (vgl. EEA 2011). Das vorrangige Ziel ist jedoch bis heute von der Grundidee des Naturschutzes geleitet (vgl. Roe und Mell 2013).

In Europa hat sich davon ausgehend ein holistisches und interdisziplinäres Verständnis von GI entwickelt. In Großbritannien ist GI bis in die Planungspraxis vorgedrungen und hat nationale, regionale und lokale Strategien und Richtlinien mitbeeinflusst (vgl. Mell 2010; Llausas u. Roe 2012; Laforteza et al. 2013; Mell et al. 2017). Dort bestimmen vor allem hybride Infrastrukturen aus Grünflächen und gebauter Umwelt mit dem Ziel der Multifunktionalität die Kulisse (vgl. Ahern 2007). Während in Großbritannien und Europa ein eher ressourcenbasierter Ansatz gewählt wurde, dominiert in den USA die Rolle von GI als 'Infrastruktur' (vgl. Beatley 2000; Llausas u. Roe 2012; Mell 2013). In Deutschland wird die Bezeichnung GI erst seit Kurzem verwendet und gewinnt langsam an Bedeutung, wobei sich ein tieferes Verständnis erst zu entwickeln beginnt. Viele Initiativen, die zur GI-Diskussion in Deutschland beitragen, sind in Naturschutz, Landschaftsplanung und Landschaftsarchitektur begründet und haben starke Bezüge zum klassischen Stadtgrün (vgl. Mell et al. 2017; s. Kapitel 4.3.).

Aus den verschiedenen Definitionen wird deutlich, dass GI häufig nicht nur den Naturschutz adressiert und sich die Definitionen je nach Disziplin unterscheiden (vgl. Mazza et al. 2011; Wright 2011). Das liegt daran, dass GI von vielen Disziplinen beeinflusst wird, welche wiederum vom GI-Prinzip profitieren und sich so in dem Konzept wiederfinden. Grün- und Freiräume als Hauptbestandteile von GI sind für viele Fachrichtungen von Interesse und haben diverse Bezüge zu ihnen, wie Ökologie, Umwelt, Klima, Gesundheit, Immobilienwirtschaft, soziale Kohäsion et cetera (vgl. Horwood 2011). Diese Vielfältigkeit an Anknüpfungspunkten führt zu ebenso unterschiedlichen

2. Forschungsstand und -bedarf

Zugängen zu und Verständnissen von GI (vgl. Wright 2011). Da GI ein relativ neues Konzept ist, entwickelt sich ein allgemeingültiges Verständnis erst langsam. Generell vermittelt GI einen stark gesellschaftsbezogenen Fokus der Landschaftsplanung, aber die Ursprünge liegen in der Landschaftsökologie und dem Naturschutz. Der Ansatzpunkt für GI war hier die fortschreitende Zersiedelung der Landschaft und der steigende Flächenverbrauch mit seinen negativen Folgen für ökologische Prozesse, Biotopvernetzung und Artenwanderung (vgl. Roe u. Mell 2013). Der Begriff der *Infrastruktur* steht bei GI grundlegend für die Verbindungssysteme unterschiedlicher Hierarchien (vgl. Roe u. Mell 2013). Als eine wichtige Grundlage ist daher das Prinzip der ökologischen Vernetzung anzusehen (vgl. Drobnik et al. 2013; EEA 2011). In Deutschland kamen erstmals in den 1970er Jahren Forderungen nach der Etablierung eines Biotopverbundsystems auf (Drobnik et al. 2013). Auf EU-Ebene wurde 1992 mit dem UN-Übereinkommen über die *Convention on Biological Diversity* der Schutz der biologischen Vielfalt der Ökosysteme, der Arten beziehungsweise Populationen und deren genetische Differenzierung und ihrer Ressourcen als Ziele formuliert.

Neben dem Naturschutz und dem Prinzip der ökologischen Netzwerke, spielen auch die Planungs-ideale von Grünzügen sowie Stadtparks und -wäldern eine Rolle für den GI-Ansatz (vgl. Llausas u. Roe 2012). Insbesondere durch die Stadt- und Volksparkbewegung wird die eher anthropozentrisch geprägte Perspektive von GI betont, da Grünflächen im Zuge der Industrialisierung Einzug in die Stadt erhielten, um das Stadtklima für die dort lebende Bevölkerung zu verbessern. Dies deutet bereits daraufhin, dass GI ebenfalls Bezüge zur Debatte um Klimaschutz und -anpassung sowie zur Nachhaltigkeit aufweist, da GI über einen kohärenten, holistischen Planungsansatz viele Aspekte der genannten Themen aufgreift und so die Möglichkeit bietet, ökologische, soziale und ökonomische Belange und Nutzen zu vereinen (vgl. Tzoulas et al. 2007; Wright 2011; Mell 2013). GI ist also ein neuer Begriff, jedoch keine neue Idee, mit starken Bezügen zu den genannten Debatten (vgl. Wright 2011).

Heutzutage sind Landschaftsökologie und Naturschutz als Fachdisziplinen nicht mehr allein dazu in der Lage, Verantwortung für Biodiversität und ÖSL zu übernehmen. GI bietet diese Möglichkeit, weil sie durch integrierte, sektorenübergreifende Planung strategisch, proaktiv und kohärent entwickelt, wiederhergestellt und instand gehalten wird (vgl. Mazza et al. 2011). Dabei ist, wie der Name nahelegt, das Grundprinzip bei der Planung von GI die Entwicklung, Instandhaltung und die Verbesserung grüner Ressourcen (vgl. Mell 2013). Drei Gemeinsamkeiten lassen sich in nahezu allen verfügbaren Definitionen, unabhängig von welcher Fachrichtung beeinflusst, identifizieren (vgl. Davies et al. 2006): GI (a) beinhaltet natürliche und gepflegte, naturnahe Grün- und Freiräume im urbanen und ländlichen Raum, (b) beschäftigt sich im Wesentlichen mit der strategischen Vernetzung dieser Flächen und (c) stiftet einen mannigfaltigen Nutzen für die Gesellschaft. Es lässt sich also festhalten, dass GI als kombiniertes Konzept bestimmter Planungsprinzipien und -ziele mehrere Dimensionen hat (vgl. Hehn et al. 2015). Zum einen handelt es sich um ein politisch-planerisches Steuerungsinstrument, zum anderen werden unter GI Flächen und Einzelelemente, die über dieses als Netzwerk entwickelt worden sind und so besonders hohen Nutzen generieren, zusammengefasst. Auch Mell (2013) betont, dass GI sowohl ein strategisches, koordinierendes Konzept zur Planung von vernetzten Grün- und Freiflächen, beispielsweise im Sinne eines Masterplans, beschreibt, als auch die faktisch vorhanden Grün- und Freiräume selbst. Benedict und McMahon beschreiben GI daher als „a process that promotes a systematic and strategic approach to land conservation at the national, state, regional and local scales, encouraging land-use plan-

2.1. Grüne Infrastruktur

ning and practices that are good for nature and people" (Benedict u. McMahon 2006: 3). Eine Unterscheidung von strategischer und umsetzungsorientierter Ebene ist also unerlässlich. Beide Ebenen werden in unterschiedlichen Kontexten, aufgrund von historisch gewachsenen Planungskulturen, rechtlichen Rahmenbedingungen und lokalen Gegebenheiten, vielfältig interpretiert (vgl. Mell 2013).

In Europa ist GI als eine Idee zu verstehen, kohärente Grünflächensysteme und nachhaltige Landschaften basierend auf einem integrierten und umfassenden Infrastrukturgedanken mit Bezug zu Natur und Landschaft zu entwickeln (vgl. Roe u. Mell 2013). Die Europäische Umweltagentur greift heute viele Grundideen auf und sieht GI als ein wichtiges Element zur Umsetzung der EU-Biodiversitätsstrategie und -ziele. Sie soll helfen Fragmentierung und nicht nachhaltige Landnutzung einzuschränken sowie zum Erhalt der mannigfaltigen Nutzen durch Schutz und Wiederherstellung von Ökosystemen und ihrer Leistungen in und außerhalb von NATURA 2000-Gebieten beizutragen (vgl. EEA 2011). GI dient als europäisches Konzept zur Stärkung von Ökosystemen durch integrierte Raumentwicklung mit dem Ziel Naturerbe zu schützen und wieder herzustellen. So soll dem Verlust und der Fragmentierung von Naturräumen entgegengetreten werden und die Permeabilität von Flächen für migrierende Arten und die Wiedervernetzung von Habitaten verbessert werden.

GI unterscheidet sich maßgeblich von konventioneller Grün- und Freiraumplanung (vgl. Benedict u. McMahon 2002, 2006). Während sonst Naturschutz und Landschaftsplanung oft isoliert und im Gegensatz zu Flächenentwicklung, Verkehrsplanung und Wachstum betrachtet werden, kombiniert GI diese Aspekte. GI unterscheidet sich also von bekannten Ansätzen der Grün- und Freiraumplanung, weil es Naturschutz mit Flächenentwicklung, Wachstum und baulicher Infrastruktur verbindet (vgl. Benedict u. McMahon 2002; Laforteza et al. 2013). Es berücksichtigt sowohl ökologische als auch soziale Werte in Kombination mit anderen Landnutzungen (vgl. Laforteza et al. 2013). Im Gegensatz zu Grünflächen, die als Vorteil oder weicher Standortfaktor gesehen werden, verstehen Benedict und McMahon (2002, 2006) GI als ein notwendiges System, das vernetzt sein sollte, um seine wichtigen Funktionen in Form von ÖSL effektiv erbringen zu können. Wie andere Arten von Infrastruktur benötigt GI ebenfalls regelmäßige Pflege und Erneuerung (vgl. Benedict u. McMahon 2002, 2006). Auch Davies et al. (2006) betonen, dass GI kein Konzept ist, das Bekanntes unter neuem Namen verkaufen möchte. Auch wenn es durch seine starken Bezugspunkte zu anderen Themen, wie ökologischen Netzwerken, nachhaltiger Entwicklung, Landschaftsökologie und Lebensqualität bekannte Ansätze aufnimmt, stellt deren Verknüpfung und Weiterentwicklung in Sinne der GI-Idee doch eine neue Denkrichtung dar (vgl. Davies et al. 2006; Hansen u. Pauleit 2014).

Der Autor dieser Arbeit teilt die Definition der EU und sieht „GI als ein strategisch geplantes Netzwerk natürlicher und naturnaher Flächen mit unterschiedlichen Umweltmerkmalen, das mit Blick auf die Bereitstellung eines breiten Spektrums an Ökosystemdienstleistungen angelegt ist und bewirtschaftet wird und terrestrische und aquatische Ökosysteme sowie andere physische Elemente in Land- (einschließlich Küsten-) und Meeresgebieten umfasst, wobei sich GI im terrestrischen Bereich sowohl im urbanen als auch im ländlichen Raum befinden kann“ (EU Kommission 2013: 3). Der Autor versteht GI somit als mehrräumliches und kooperativ erarbeitetes Konzept im Sinne der strategischen Planung (s. Kapitel 2.3.2.), welches sich über seine Elemente (s. Kapitel 2.1.3.) auf Umsetzungsebene räumlich manifestiert. Der Bezug zum ÖSL-Konzept (s. Kapitel 2.2.1.)

2. Forschungsstand und -bedarf

ist hier unabdingbar, da es die Leistungen der GI-Elemente kategorisiert, eine Grundlage zu deren Erfassung liefert und die Multifunktionalität des Systems herausstellt.

2.1.2. Prinzipien

Genau wie es keine einheitliche Definition von GI gibt, existieren auch unterschiedliche konzeptionelle Grundlagen (vgl. Wright 2011; Roe u. Mell 2013). Eine Vielzahl von Autoren haben typische Charakteristika eines GI-Planungsansatzes thematisiert (vgl. Ahern 2007; Horwood 2011; Wright 2011; Roe u. Mell 2013; Hehn et al. 2015; Mell 2015). Wie die Definitionen sind auch die GI-Charakteristika deutlich von Ökologie, Landschaftsökologie und Geografie beeinflusst (vgl. Roe und Mell 2013). Die Grundprinzipien, nämlich die Entwicklung oder der Schutz eines Netzwerkes aus grünen, naturnahen Elementen, sind zwar allgemein anerkannt, aber die Entwicklungs- und Managementansätze unterscheiden sich genauso wie die Elemente von GI und deren Nutzen (vgl. EEA 2011). Aber auch die Nachhaltigkeit, in Form von sozialen, ökologischen und ökonomischen Belangen, sowie Partizipation und Akteursbeteiligung spielen eine wichtige Rolle für einen GI-Planungsansatz (vgl. Roe u. Mell 2013). GI adressiert sowohl die Quantität als auch die Qualität der Grünflächen, ihren multifunktionalen Charakter, die Bedeutung von Verbindungen zwischen Habitaten sowie die proaktive Planung, um gleichzeitig einen Rahmen für Naturschutz und ökonomisches Wachstum zu bilden (vgl. Tzoulas et al. 2007). In der Literatur sind zentrale Charakteristika von GI: *Konnektivität*, *Multifunktionalität* und *Grün* (vgl. Benedict u. McMahon 2002, 2006; Ahern 2007; Horwood 2011; Wright 2011; DG Environment 2012; Llausas u. Roe 2012; Roe u. Mell 2013; Hehn et al. 2015). *Konnektivität* meint die räumliche und funktionale Vernetzung, wie bei Biotopverbundsystemen, Grüngürteln et cetera (vgl. Ahern 2007; Wright 2011). Das beinhaltet sowohl horizontale als auch vertikale Vernetzung (vgl. EEA 2011). *Konnektivität* sollte möglichst systematisch, multifunktional und dabei auf mehrere räumliche Ebenen ausgerichtet sein (vgl. Benedict u. McMahon 2002; Ahern 2007; EEA 2011; Roe u. Mell 2013; Hehn et al. 2015). *Multifunktionalität* bezeichnet die Integration und Interaktion verschiedener Leistungen und Nutzen im selben Gebiet (vgl. DG Environment 2012; Laforteza et al. 2013). *Grün* schließlich meint die Elemente von GI (s. Kapitel 2.1.3.).

Benedict und McMahon (2002, 2006) haben in diesem Kontext als erste Prinzipien für erfolgreiche GI-Planung und -Umsetzung entwickelt und damit eine Grundlage in der Literatur geschaffen. Mell (2015) gibt eine aktuelle Übersicht über die Literatur zu diesem Aspekt und differenziert die Nutzung einer Vielzahl von Prinzipien zwischen den USA, Großbritannien, Europa, Asien und anderen Räumen der Welt. So thematisiert er neben Multifunktionalität und Konnektivität noch Nachhaltigkeit, Zugänglichkeit, urbaner Kontext sowie die Bedeutung von informellen Diskussionsführern und -gruppen als wiederkehrende Merkmale (vgl. Mell 2015).

Bei GI handelt es sich also um strategische, effektive, ganzheitliche und flächendeckende Planung zum Schutz und zur Entwicklung von Grün- und Freiflächen, die den genannten Prinzipien folgt und so ökologische mit sozio-ökonomischen Belangen verbindet (vgl. Benedict u. McMahon 2002; Ahern 2007; Llausas u. Roe 2012). GI ist somit ein aktorsbasierter, holistischer Politikansatz, bei dem sich das Prinzip der Konnektivität auch in der sektorenübergreifenden Kooperation der Akteure zur gemeinsamen Berücksichtigung ökologischer, sozialer und ökonomischer Belange sowie in der Beteiligung der Öffentlichkeit wiederfindet (vgl. Horwood 2011). Grundsätzlich lässt sich GI im städtischen Kontext von GI im regionalen, nationalen und transnationalen Kontext

2.1. Grüne Infrastruktur

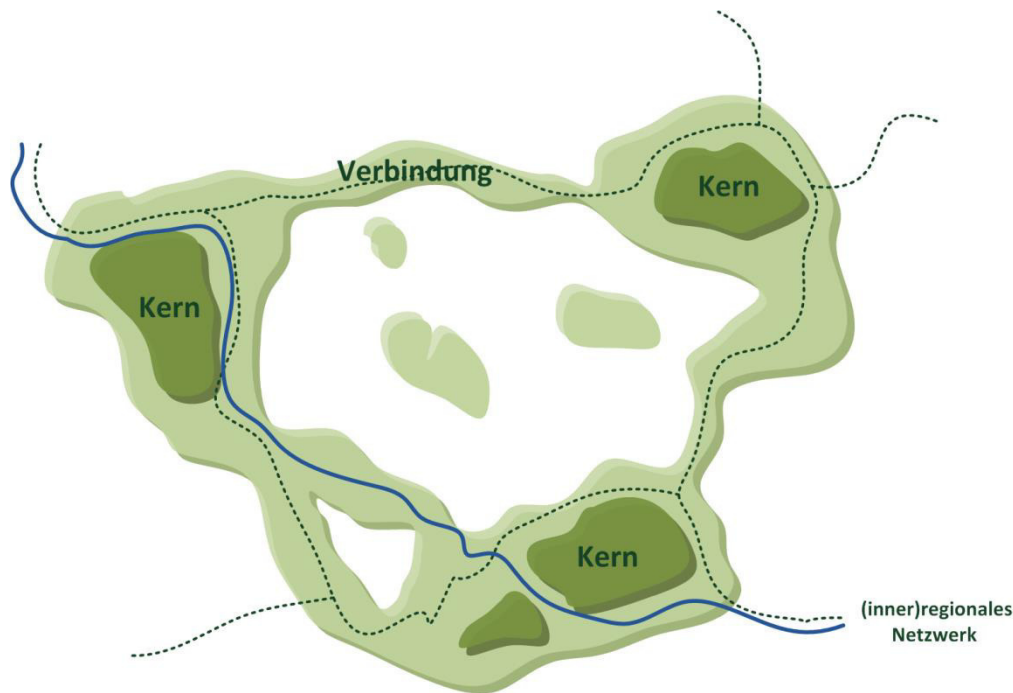
unterscheiden (vgl. EEA 2011). GI bedarf steter öffentlicher Finanzierung, da sie essenziell ist als Grundlage der Flächenentwicklung und weitreichende und breite Nutzen für die Gesellschaft stiftet (vgl. Benedict u. McMahon 2002; Llausas u. Roe 2012). Dementsprechend ist GI eine langfristige, strategische Aufgabe, die Planung und Instandhaltung benötigt, genau wie ein Verkehrswegeplan oder ähnliches (vgl. Benedict u. McMahon 2002). Die einzelnen GI-Pläne und -Programme mehrerer räumlicher Ebenen müssen untereinander verknüpft sein, um einen reibungslosen Übergang zwischen den Maßstabsebenen zu gewährleisten (vgl. Laforze et al. 2013).

2.1.3. Typologie

Ein GI-Netzwerk besteht aus Kernen und Verbindungen, die sämtliche Größen und Formen haben können (vgl. Benedict u. McMahon 2002, 2006). Ahern bezieht dazu noch die das Netzwerk umgebende Raumstruktur als „Matrix“ (Ahern 2007: 270f.) mit ein. Kerne sind homogene, nichtlineare Strukturen mit einer Vielzahl von ÖSL, wie Natur- und Landschaftsschutzgebiete, Nationalparks, Landschaftsparks, Stadtförste et cetera. Aber auch regionale Naturparks und Schutzgebiete sowie lokale Parks und naturnahe Flächen fungieren als Kerne von GI. Verbindungen verknüpfen die Kerne als lineare Strukturen zu einem System. Hier dienen Freiraumkorridore, Schutzverbindungen, Landschaftsverbindungen, Biotopverbindungen und Grüngürtel, aber auch Grünstreifen und Straßenbäume, als wichtige Elemente beziehungsweise Komponenten. Verbindungen sind ähnlich wie Kerne wichtige Habitats, aber insbesondere bedeutend für die Migration von Flora und Fauna, Nährstoffaustausch sowie Luftströme. In seiner Gesamtheit umschließt ein GI-Netzwerk neben den offensichtlichen ökologischen Leistungen durch die Bereitstellung von Elementen wie Freizeit- und Erholungsräumen, Naturdenkmälern sowie touristischen Sehenswürdigkeiten auch soziale, kulturhistorische und ökonomische Leistungen. GI ist also multifunktional und verbindet Grün- und Freiflächen zum Schutz von Flora und Fauna, zur Förderung der Biodiversität sowie zum Nutzen der Gesellschaft. Zusammenhängende naturnahe Flächen sind sowohl für Biotopschutz und -entwicklung als auch für touristische Zwecke wesentlich (vgl. Benedict u. McMahon 2002, 2006; Ahern 2007). Das GI-Schema dieser Komponenten funktioniert auf allen räumlichen Ebenen gleich (s. Abbildung 1) (vgl. Davies et al. 2006; EEA 2011). Durch individuelle Elemente (Parzellen) sowie verbundene Elemente (Netzwerke) entsteht GI als System. So entsteht ein Netzwerk aus Netzwerken. Dieses Prinzip ähnelt stark dem Biotopverbund, der aus Kernflächen, Verbindungsflächen und Verbindungselementen besteht (vgl. Drobnik et al. 2013). Einzelelemente können wie im Biotopverbund als Trittsteine fungieren und das GI-System ergänzen.

2. Forschungsstand und -bedarf

Abbildung 1: GI-Schema



Quelle: eigene Darstellung nach Benedict u. McMahon 2006

Die Europäische Umweltagentur (EEA 2011) hat folgende zu unterscheidende GI-Elemente identifiziert:

- Flächen mit einem hohen Wert an Biodiversität als Teil eines bestehenden Netzwerkes (z.B. NATURA 2000)
- Gesunde Ökosysteme und Flächen mit hohem Naturwert außerhalb NATURA 2000
- Natürliche Landschaftselemente
- Renaturierte Habitate und deren Bestandteile
- Künstliche Einrichtungen (Grünbrücken, durchlässige Bodenbeläge für Artenwanderung)
- Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Qualität und Permeabilität der Landschaft
- Urbane Komponenten wie Parks, durchlässige Bodenbeläge, Wandbegrünung, Dachbegrünung, die zur Biodiversität beitragen und ÖSL erbringen, aber auch vernetzt sind (urban/peri-urban/rural)

Von der regionalen Ebene ausgehend, die stark strategisch ausgerichtet ist und Elemente sowie Verbindungen identifiziert, findet eine Konkretisierung der Netzwerke bis hin zur Quartiersebene statt. Dabei wird stets die notwendige Multifunktionalität des Gesamtsystems im Blick behalten (vgl. Davies et al. 2006). Daher bedingt GI unterschiedliche Schwerpunkte auf lokaler, regionaler und auch auf nationaler Ebene (vgl. Mell 2013; Rusche u. Wilker 2017). Typische Beispiele für multifunktionale GI-Komponenten sind Parks, Gärten, Wälder, Grünstreifen und -gürtel, Wasserwege und Straßenbäume (vgl. Davies et al. 2006; Laforteza et al. 2013) (s. Tabelle 2).

2.1. Grüne Infrastruktur

Tabelle 2: Typologie von GI

Local, neighbourhood and village scale	Town, city and district scale	City-region, regional and national scale
Street trees, verges and hedges	Business settings	Regional parks
Green roofs and walls	City/district parks	Rivers and floodplains
Pocket parks	Urban canals	Shorelines
Private gardens	Urban commons	Strategic and long distance trails
Urban plazas	Forest parks	Forests, woodlands and community forests
Town and village greens and commons	Country parks	Reservoirs
Local rights of way	Continuous waterfronts	Road and railway networks
Pedestrian and cycle routes	Municipal plazas	Designated greenbelt and strategic gaps
Cemeteries, burial grounds and churchyards	Lakes	Agricultural land
Institutional open spaces	Major recreational spaces	National parks
Ponds and streams	Rivers and floodplains	National, regional or local landscape designations
Small woodlands	Brownfield land	Canals
Play areas	Community woodlands	Common lands
Local nature reserves	(Former) mineral extraction sites	Open countryside
School grounds	Agricultural land	
Sports pitches	Landfills	
Swales, ditches		
Allotments		
Vacant and derelict land		

Quelle: eigene Darstellung nach Landscape Institute 2009

Mazza et al. (2011) verfahren ähnlich wie die Europäische Umweltagentur und fassen die Komponenten als Kerngebiete, Renaturierungszonen, Ökosystemzonen, Grünflächen in der Stadt und am Stadtrand, naturnahe Verbindungselemente und künstliche Verbindungselemente zusammen. Auffallend ist, dass sich die von sämtlichen Autoren genannten Elemente einer GI in einem sogenannten *Grün-Grau-Kontinuum* bewegen (vgl. Davies et al. 2006). Damit ist gemeint, dass es sich bei den Komponenten nicht nur um klassische ökologische Grün- und Freiraumelemente handelt, sondern auch um Strukturen wie Fuß- und Radwege im Grünen oder Dachbegrünungen, die zwar durchaus eine wichtige ökologische Dimension haben können, aber vordergründig andere Funktionen erfüllen. Die Komponenten von GI existieren wahrnehmbar auf der lokalen Ebene, doch über ihre Verbindungen entstehen Synergien und Effekte, die auch auf anderen Ebene wirken als der lokalen (vgl. Laforteza et al. 2013). Vor diesem Hintergrund fällt erneut auf, dass die Adressierung einer Vielzahl an ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekten eine der großen Stärken von GI ist und dass GI folglich mehr ist als die Summe seiner Elemente (vgl. Mell 2013).

2.1.4. Funktionen und Leistungen

Mit GI lassen sich Ökosysteme schützen, wiederherstellen und entwickeln und so neben der ökologischen Dimension auch soziale und territoriale Kohäsion und nachhaltige Entwicklung

2. Forschungsstand und -bedarf

berücksichtigen (vgl. DG Environment 2012; Laforteza et al. 2013). GI kann unterschiedliche Funktionen erfüllen und stellt in seiner Gesamtheit eine große Bandbreite an ökologischen, sozialen und ökonomischen Funktionen und Leistungen bereit (vgl. Ahern 2007; EAA 2011; Wright 2011; Roe u. Mell 2013; Condera et al. 2015). Llausas und Roe (2012: 649ff.) nehmen dazu klar Bezug und fassen unter der ökologischen Funktion von GI Schutz und Aufwertung von Ökosystemen, Artenbewegung durch Landschaftskonnektivität, Umwelt- und Naturschutz, verbesserte Klimaanpassung und -adaption, Regenwassermanagement sowie Hochwasserschutz zusammen (vgl. auch Gill et al. 2007; EEA 2011; DG Environment 2012). Die Verbesserung von körperlicher und geistiger Gesundheit, die Verbindung von städtischen und ländlichen Wohngebieten, die Bereitstellung eines Rahmens für kulturelle, sportliche und andere Freizeitaktivitäten, die Förderung sozialer Inklusion und des Gemeinschaftsbewusstseins sowie das große Potenzial von GI bei Stadterneuerungsprozessen lassen sich den sozialen Vorteilen zuordnen. Dadurch kann GI zu einem stärkeren Naturbezug und -bewusstsein in der Gesellschaft führen. Aber auch aus ökonomischer Sicht leistet GI einen wichtigen Beitrag aufgrund ihrer Anziehungskraft für hochgebildete Arbeitskräfte und Touristen, ihres positiven Einflusses auf Immobilienwerte (vgl. Hoffmann u. Gruehn 2006), reduzierter Ausgaben durch die Abmilderung der Folgen des Klimawandels sowie ihrer Bedeutung für Hochwasserschutz und bessere Volksgesundheit, Arbeitsproduktivität, lokale Produkte sowie Angebote für Freizeit und Erholung (vgl. Llausas u. Roe 2012; Condera et al. 2015).

Davies et al. (2006) identifizieren fünf Bereiche, die das GI-Konzept fördert. Sie verweisen auf den nachhaltigen Ressourceneinsatz, da GI den Umgang mit Flächen- und Wasserressourcen steuern kann, dem Immissionsschutz dient, das Klima verbessert und die Bodendurchlässigkeit unterstützt. Außerdem führen sie die Biodiversität an, die insbesondere durch die Vernetzung von Habitaten auf mehreren räumlichen Ebenen gefördert wird. Freizeit und Erholung werden insbesondere durch Grünzüge und Fuß- und Radwegerrouten adressiert. Die Landschaft wird durch Grünflächen und -korridore ästhetisch und funktional aufgewertet und das Naturerlebnis gefördert. Zu guter Letzt trägt GI zur regionalen Entwicklung bei, da Gemeinden mit mehr Umwelt- und Lebensqualität nachhaltiger und zukunftsfähiger sind.

Auch die EU-Kommission (2013) weist auf die Vorteile von GI hin, wie bessere Gesundheit durch saubere Luft und Wasser, mehr Gemeinschaftssinn, freiwillige Mitarbeit seitens der Zivilgesellschaft und soziale Kontakte sowie weniger Ausgrenzung und Isolierung. Sie beschreibt GI als physischen, psychologischen, emotionalen und sozioökonomischen Faktor für das persönliche und gesellschaftliche Wohlbefinden. Über GI lassen sich städtischer und ländlicher Raum verknüpfen, attraktive Wohn- und Arbeitsumfelder schaffen und schwer erreichbare Gruppen integrieren. Außerdem lassen sich mittels GI Arbeitsplätze schaffen und erhalten (vgl. EEA 2011; EU-Kommission 2013). Durch die Erläuterung der ökologischen, sozialen und ökonomischen Funktionen von GI wird deutlich, dass GI alle Dimensionen des Nachhaltigkeitsdreiecks bedient und Bezüge zu anderen wichtigen Themen wie Partizipation und ÖSL aufweist (vgl. Llausas u. Roe 2012). Des Weiteren wird hervorgehoben, dass Investitionen in GI oft kosteneffektiv sind (z.B. zum Hochwasserschutz) und sich auszahlen (vgl. EEA 2011; EU-Kommission 2013).

Die entscheidenden Vorteile von GI werden jedoch nicht von seinen einzelnen Elementen erbracht, sondern von der Summe der einzelnen Leistungen sowie deren Synergien. Ein GI-Konzept kann die Bedürfnisse von Natur und Mensch berücksichtigen und einen Rahmen zur Integration diverser natürlichen Ressourcen und wachstumsbezogener Aktivitäten bereitstellen.

2.1. Grüne Infrastruktur

Dies geschieht in einem holistischen, ökosystembasierten Planungsansatz, dem in Form eines Leitbildes für die Zukunft die breite Öffentlichkeit Glauben schenken kann (vgl. Benedict u. McMahon 2002; Ahern 2007). Es stellt sicher, dass Grün- und Siedlungsflächenentwicklung dort betrieben werden, wo sie am dringendsten benötigt werden und sinnvoll sind. Im suburbanen und ländlichen Raum werden zentrale ökologische Bereiche und Verbindungen identifiziert, bevor dort Siedlungsflächenentwicklung stattfindet. Im urbanen Raum werden Möglichkeiten zur Renaturierung und Verbesserung von naturnahen Flächen und Systemen identifiziert. Auf diese Weise eröffnet GI Gemeinden die Chance, ein System zu kreieren, das eine vorausschauende, harmonische Planung von Siedlungs- und Grünflächenentwicklung ermöglicht (vgl. EEA 2011).

2.1.5. Bedeutungszuwachs

Benedict und McMahon (2002) merken an, dass nicht nur jede Region und jede Kommune einen GI-Plan benötigt, sondern auch die finanziellen Ressourcen, um diesen umzusetzen. Denn genauso, wie graue Infrastruktur verbessert und instandgehalten werden muss, muss dies auch mit GI geschehen. Sie fordern, mittels des Konzeptes der GI Grün- und Freiflächenschutz sowie -entwicklung von einer erstrebenswerten Qualität zu einem gesellschaftlichen Grundbedürfnis zu entwickeln (vgl. Benedict u. McMahon 2002).

Entsprechende Tendenzen zeichnen sich aktuell in einigen Ländern ab. Urbane Grünflächen werden zusehends als ein integraler Bestandteil von Städten gesehen, die sowohl ökologische als auch soziale und ökonomische Vorteile bieten (James et al. 2009). Ein Denken im Sinne der GI, die unter konkurrierenden Flächenansprüchen um ein ausgewogenes Verhältnis zwischen gebauter Umwelt und Freiräumen als elementaren öffentlichen Gütern bemüht ist, beginnt langsam Fuß zu fassen. Damit wird eine Schlüsselfunktion von GI im Kontext einer nachhaltigen und effizienten Flächennutzung vor dem Hintergrund unserer urbanen Lebensweise, die einen hohen Druck auf Grün- und Freiflächen ausübt, erkannt (vgl. Mell 2010; Horwood 2011; Wright 2011; Llausas u. Roe 2012; Laforzezza et al. 2013; Hehn et al. 2015; Rusche et al. 2015). GI ist ein geeigneter Ansatz, um die zunehmende Landschafts- und Habitatfragmentierung mittels eines Netzwerks von naturnahen und von menschlicher Hand geschaffenen Komponenten zu stoppen, während es gleichzeitig relevante Güter und Leistungen für die Gesellschaft liefert (vgl. Laforzezza et al. 2013). Ein wichtiger Aspekt dabei ist, Landschaft als ein ganzheitliches System von Ökosystemen zu betrachten, in dem einzelne Komponenten über eine Vielzahl an Ökosystemen und Landschaftselementen miteinander interagieren, die gemeinsam GI darstellen (vgl. Laforzezza et al. 2013).

Die zunehmende Verstädterung und Metropolisierung bedrohen GI und ihre Ökosysteme. Gleichzeitig zwingen sie Planer und Politiker, urbane GI stärker zu berücksichtigen und Strategien sowie Programme auf allen räumlichen Ebenen zu ihrer Entwicklung anzustoßen und nachhaltig zu planen (vgl. Wheeler u. Beatley 2002). Solch ein Bewusstseinswandel beginnt sich langsam dadurch abzuzeichnen, dass Landschaft und Freiraum als schützenswerte Ressourcen einerseits und als Konsumgüter andererseits gesehen werden, die es zu entwickeln gilt. Das Bewusstsein in Planung und Politik beginnt sich weg von lokalen Einzelfallentscheidungen bei Grünflächen hin zu einer systematischen Grünflächenplanung im Sinne der GI zu bewegen (vgl. Mell 2016). Die allgemeine Diskussion um Suburbanisierung und die damit verbundene Fragmentierung der Landschaft wird deutlich stärker wahrgenommen. Auch die offen geführte Diskussion um die gesellschaftliche Gesundheit, vor allem mit Bezug zu Adipositas, und die immer wichtiger werdende

2. Forschungsstand und -bedarf

Debatte um Klimaschutz und -anpassung sind insbesondere in städtischen Räumen wichtige Gründe für die Entwicklung von GI.

Der Bedeutungszuwachs von GI und ÖSL in Europa lässt sich durch die von der Europäischen Union herausgegebene Strategie *Grüne Infrastruktur (GI) – Aufwertung des europäischen Naturkapitals* (vgl. EU-Kommission 2013) oder durch das MEA (2005) belegen. In der Strategie fordert die EU-Kommission, das Naturkapital zu schützen und ÖSL wertzuschätzen. Dabei gelten Investitionen in GI als ein wichtiger Schritt in die richtige Richtung (vgl. EU-Kommission 2013). GI rückt vor diesem Hintergrund zunehmend in den Planungsfokus verschiedener Länder, da sein Potenzial zur Steuerung und Realisierung von nachhaltigen und multifunktionalen Landschaften stärker wahrgenommen wird (vgl. Mell 2013; Mell 2016). In Großbritannien sind (ebenso wie in den USA) die Prinzipien von GI bereits in Planungsrecht und -politik verankert und werden auf kommunaler Ebene implementiert (vgl. Llausas u. Roe 2012).

Wenngleich die Entwicklung in Deutschland erst am Anfang steht (s. Kapitel 2.1.1.), sind in diesem Zusammenhang insbesondere die gesetzlichen Regelungen zur Stärkung des Biotopverbunds zu nennen. So wurde 2002 in §3 des Bundesnaturschutzgesetzes festgesetzt, dass mindestens 10 Prozent der Landesfläche zum Aufbau des länderübergreifenden Biotopverbunds bestimmt sind. Diese Bestimmung wurde 2009 ohne Abweichungsmöglichkeit für die Länder in §20 und §21 des Bundesnaturschutzgesetzes übernommen (vgl. Drobnik et al. 2013). Auf diese Weise sollen auch das NATURA 2000-Netzwerk gestärkt sowie die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie, Richtlinie 92/43/EWG) und die Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 79/409/EWG) umgesetzt werden. Außerdem wird so die seit 2007 existierende Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt adressiert (vgl. BMUB 2007), welche das UN-Übereinkommen über die *Convention on Biological Diversity* von 1992 umsetzt. Weitere Grundlagen und Anknüpfungspunkte für GI finden sich in der formellen Landschaftsplanung auf allen räumlichen Ebenen (vgl. Mell et al. 2017). Aktuell gibt es jedoch konkrete Bestrebungen, die darauf zielen, ausgehend von und über die naturschutzfachlichen Grundlagen hinaus, das Verständnis von GI und ÖSL zu schärfen und beide Konzepte stärker in das öffentliche Bewusstsein zu rücken (s. Kapitel 4.3.).

2.2. Ökosystemleistungen

Der Begriff der Ökosystemdienstleistungen oder auch Ökosystemleistungen (ÖSL) ist definiert als die verschiedenen Nutzen oder Vorteile, die die menschliche Gesellschaft durch Ökosysteme erfährt (vgl. MEA 2005). Ein Ökosystem beschreibt die gegenseitige Abhängigkeit von Arten in der lebenden Umwelt untereinander und mit der nicht-lebenden Umwelt (vgl. MEA 2005; EEA 2011). Ein Ökosystem ist gesund, wenn normale Ökosystemprozesse und -funktionen vorhanden sind. Letztere lassen sich nach biotischen, biochemischen und abiotischen Prozessen innerhalb und zwischen Ökosystemen unterscheiden (vgl. Ahern 2007; Tzoulas et al. 2007; Science for Environment Policy 2015). Gesunde, funktionierende Ökosysteme liefern in Form von ÖSL eine große Bandbreite an Nutzen für die Gesellschaft (vgl. Naturkapital Deutschland 2016). So werden beispielsweise natürliche Ressourcen durch den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit und die Bestäubung von Pflanzen geschont und gefördert. Die Wasserwirtschaft profitiert durch positive Auswirkungen auf Wasserversorgung, Wasserqualität und Hochwasserschutz. Klimaregulierung und -anpassung werden durch Temperaturregulierung und Kohlenstoffspeicherung und -bindung unterstützt sowie Gesundheit und Wohlbefinden durch saubere Luft, Lärminderung und Freizeit- und

2.2. Ökosystemleistungen

Erholungsmöglichkeiten gestärkt (vgl. de Groot et al. 2002; Ahern 2007; Mazza et al. 2011; DG Environment 2012; Laforteza et al. 2013). Die Quantität und Qualität dieser Vorteile wird durch Zusammensetzung und Dynamik der Ökosysteme stark beeinflusst und durch die Vielfalt und Struktur von Habitaten, Arten und generischen Ressourcen sowie von Kohärenz und Konnektivität bestimmt. Der Verlust oder die Einschränkung einzelner Bestandteile von Ökosystemen kann die Leistungsfähigkeit des Systems stark beeinträchtigen (vgl. Mazza et al. 2011; Laforteza et al. 2013). Das hat nicht nur Folgen für die Natur, sondern auch für den Menschen, da er weniger von den Vorteilen verminderter ÖSL profitiert. Hier bilden ÖSL die Verbindung zwischen Ökosystemgesundheit und Volksgesundheit (vgl. Tzoulas et al. 2007). Wird die Ökosystemgesundheit negativ beeinträchtigt, so geschieht dies in der Folge auch mit der Volksgesundheit.

2.2.1. Das Konzept der Ökosystemleistungen

Durch die Genese des ÖSL-Konzeptes rücken ÖSL verstärkt in den Fokus von Wissenschaft und Praxis (vgl. Laforteza et al. 2013). Es bietet einen Ansatzpunkt zur Definition, zum Monitoring und zur Bewertung von ÖSL (vgl. Maes et al. 2013; Science for Environment Policy 2015; Naturkapital Deutschland 2016). Das Konzept der ÖSL hilft dabei, grundlegende Ökosystemprozesse zu identifizieren und zu verstehen. Dies ist wiederum essenziell dafür, Wissen darüber zu erlangen, wie diese Prozesse planerisch sinnvoll angereizt und gesteuert werden können (vgl. Primmer u. Furmann 2012; Faehnle 2014).

Der Fokus des Konzeptes der ÖSL liegt klar auf den Nutzen für die Gesellschaft durch die Bereitstellung von ÖSL, um so der Natur auch bei der Siedlungsflächenentwicklung einen größeren Stellenwert einzuräumen (vgl. Douglas u. Ravetz 2011). Es wird zunehmend anerkannt, dass durch den synergetischen Ansatz des Erhalts von gesunden Ökosystemen zum Wohle der Gesellschaft wichtige ökologische, soziale und ökonomische Nutzen erzielt werden können (vgl. de Groot et al. 2010; Maes et al. 2013). Auf diese Weise hilft das Konzept der ÖSL nicht nur das Bewusstsein dafür zu schärfen, wie wichtig es ist, Ökosysteme zu schützen und weiterzuentwickeln, sondern liefert auch strategische Entscheidungsgrundlagen durch strukturierte, quantitative Daten.

Das Konzept der ÖSL ist insbesondere durch das MEA (Millennium Ecosystem Assessment) öffentlich bekannt geworden (vgl. MEA 2005). Das MEA klassifiziert ÖSL in vier Kategorien: bereitstellende Leistungen (provisioning services), regulierende Leistungen (regulating services), kulturelle Leistungen (cultural services) und unterstützende Leistungen (supporting services) (s. Tabelle 3). *Kulturelle ÖSL* umfassen die immateriellen Leistungen, die der Mensch direkt von Ökosystemen erfährt (vgl. Chan et al. 2012). Sie sind direkter erfahrbar, zum Beispiel in Form von Naturerlebnis oder Aktivitäten in der Natur. Das unterscheidet sie von den eher versteckten *regulierenden ÖSL*, wie Kohlenstoffbindung und Regenwasserrückhaltung, oder von den meist außerhalb urbaner Gebiete erzeugten *bereitstellenden ÖSL* wie der Holzproduktion (vgl. Gobster et al. 2007). Die *unterstützenden ÖSL* werden als Basis zur Bereitstellung der übrigen Leistungen gesehen (vgl. MEA 2005).

Neben der Klassifikation des MEA, gibt es noch weitere Klassifikationen wie die der TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) oder CICES (Common International Classification of Ecosystem Services), die beide größtenteils deckungsgleich mit der des MEA sind beziehungsweise diese weiter entwickelt haben. Die TEEB-Einteilung ersetzt die Kategorie der unterstützenden Leistungen mit der der Habitat-Leistungen (Habitat Services), während CICES stattdessen regulie-

2. Forschungsstand und -bedarf

rende und aufrechterhaltende Leistungen gemeinsam in einer Kategorie ausweist (vgl. TEEB 2010; CICES 2013).

Tabelle 3: ÖSL-Klassifizierung

Provisioning	Regulating	Cultural
Food, fiber, and fuel	Invasion resistance	Spiritual and religious values
Genetic resources	Herbivory	Knowledge system
Bio chemicals	Pollination	Education and inspiration
Fresh water	Seed dispersal	Recreation and aesthetic values
	Climate regulation	Sense of place
	Pest regulation	
	Disease regulation	
	Natural hazard protection	
	Erosion regulation	
	Water purification	
Supporting Services		
	Primary production	
	Provision of habitat	
	Nutrient cycling	
	Soil formation and retention	
	Production of atmospheric oxygen	
	Water cycling	

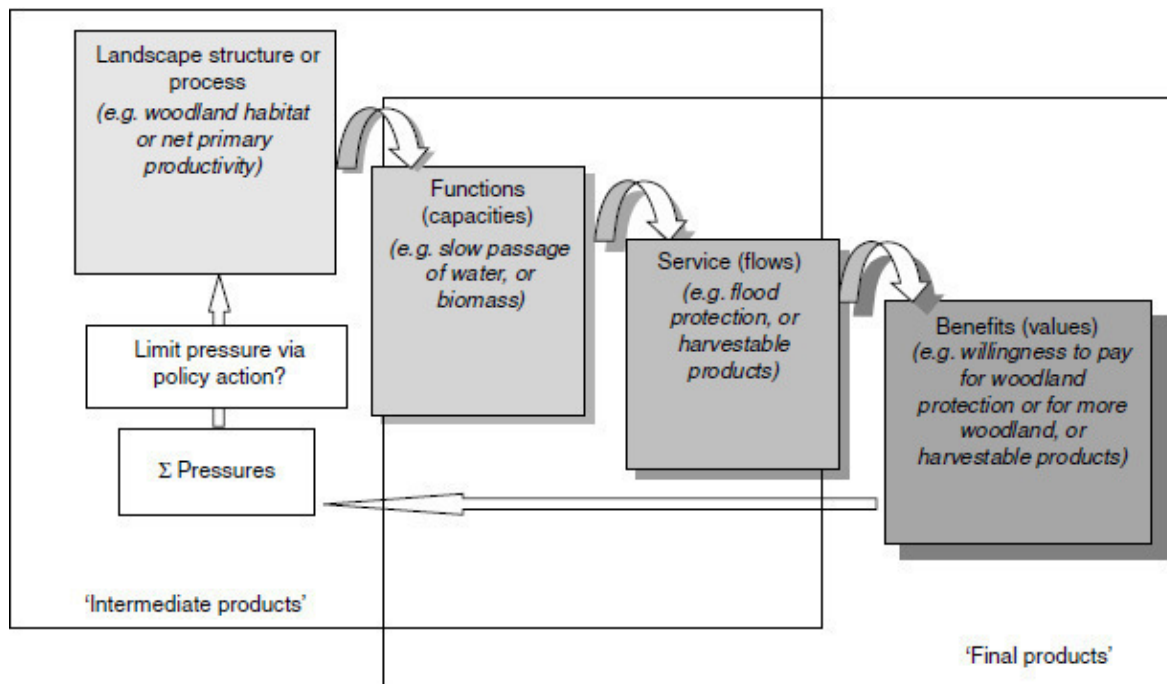
Quelle: eigene Darstellung nach MEA 2005

Ein grundlegendes Merkmal des ÖSL-Konzeptes ist, wie beim Konzept der GI, die Anthropozentrität (vgl. de Groot et al. 2002). Nur durch das Vorhandensein von Menschen als Nutznießern werden ökologische Strukturen, Prozesse und ihre Funktionen zu wertbesetzten Leistungen (vgl. Faehnle 2014). In diesem Zusammenhang wiesen Boyd und Banzhaf (2007) sowie Wallace (2007) bereits frühzeitig darauf hin, dass ÖSL nicht mit dem finalen Nutzen für die Menschen gleichgesetzt werden können, sondern die Komponenten sind, die zu diesen Nutzen führen können (vgl. Boyd u. Banzhaf 2007; Wallace 2007; Lennon u. Scott 2014; Hattam et al. 2015; Wong et al. 2015). Gemeint ist, dass beispielsweise eine bessere Luftqualität durch Feinstaubbindung eines Straßenbaumes zwar eine bereitstellende ÖSL ist, ein Nutzen für den Menschen aber erst entsteht, wenn die sauberere Luft in Form von Sauerstoff eingeatmet wird und sich dadurch nachhaltig positiv auf die Gesundheit auswirkt.

Aufbauend auf dieser Erkenntnis entwickelten Haines-Young und Potschin (2010) die *ÖSL-Kaskade* (s. Abbildung 2) die sich auch im TEEB-Bericht (2010) wiederfindet und weitestgehend in der Literatur anerkannt ist (vgl. Lennon und Scott 2014; Wilker et al. 2016b).

2.2. Ökosystemleistungen

Abbildung 2: ÖSL-Kaskade



Quelle: Haines-Young u. Potschin 2010

Sie grenzt ökosystemare Strukturen und Prozesse (Landscape structure or process) von ihren Funktionen (Functions), Leistungen (Services) und Nutzen (Benefits) ab. So beschreibt sie den Entstehungsprozess von ÖSL und die aus ihnen resultierenden Nutzen bis hin zu deren (ökonomischer) Wertschätzung in einem sozio-kulturellen Kontext. Grundlegend wird davon ausgegangen, dass die Natur mittels ihrer physischen Strukturen und Prozesse bestimmte Funktionen anbietet, die wiederum Leistungen für die Gesellschaft (ÖSL) bereitstellen können. Sofern die Gesellschaft diese Leistungen nutzt, also bewusst oder unbewusst nachfragt, entstehen Vorteile in Form von Ökosystemnutzen (ÖSN), die eine bestimmte Wertschätzung in der Gesellschaft erfahren (vgl. EEA 2011). Vor dem Hintergrund dieser Argumentationskette ist es auch möglich, dass der Mensch Nachteile (Disservices) durch ungesunde Ökosysteme erfährt (vgl. Faehnle 2014, Lyytimäki et al. 2008).

2.2.2. Grüne Infrastruktur und Ökosystemleistungen

Eine GI mit hoher Qualität zeichnet sich dadurch aus, dass das ÖSL-Konzept als Grundlage herangezogen wird (vgl. Roe u. Mell 2013). Der Naturschutz, die Entwicklung und Wiederherstellung von Ökosystemen und die Schaffung von GI sind einander stark überschneidende Aktionsfelder, bei denen sowohl Funktionalität als auch Qualität zu berücksichtigen sind. Auf strategischer und umsetzungsorientierter Ebene ist GI umfassend, weil multifunktional und multidisziplinär. GI ist somit die Operationalisierung des ÖSL-Konzeptes und damit der Planungsansatz zur Umsetzung des ÖSL-Konzeptes auf allen räumlichen Ebenen (vgl. Wright 2011; Laforteza et al. 2013).

Es besteht demnach ein enger Zusammenhang zwischen den Nutzen von GI und ÖSN (vgl. EEA 2011). Die unterschiedlichen Funktionen und Leistungen von GI spiegeln sich in den ÖSL-Klassifizierungen wider. Nur gesunde Ökosysteme können die genannten Leistungen und Vorteile liefern. Ein GI-Ansatz und seine Elemente können auf vielfältige Weise zu gesunden Ökosystemen

2. Forschungsstand und -bedarf

und zur Leistungsfähigkeit von Ökosystemen beitragen (vgl. Tzoulas et al. 2007; Laforteza et al. 2013). Die Ökosystemgesundheit beeinflusst die Qualität, Quantität, Konfiguration und Variabilität von Ökosystemfunktionen und -leistungen. GI unterstützt daher über die Ökosystemgesundheit die Funktionen, Leistungen und Nutzen und so auch die Volksgesundheit (vgl. Tzoulas et al. 2007). Sie fördert also ökologische Prozesse und trägt gleichzeitig zu höherer Gesundheit und Wohlbefinden bei. Diese Verbindung von ÖSL und menschlichem Wohlbefinden und Lebensqualität legt nahe, beides in einem GI-Planungsansatz zu vereinen (vgl. Laforteza et al. 2013).

Über ein GI-Konzept und dessen Implementierung wird der Anteil mit Vegetation bedeckter Fläche erhöht und so ein Beitrag zum Schutz und Erhalt der biologischen Vielfalt geleistet. Des Weiteren erhält GI die Funktionsfähigkeit von Habitatsystemen und kann die Basis für ökologische Netzwerke und Korridore sein. Auf diese Weise werden Natur- und Biotopschutz integrative Bestandteile nachhaltiger Landschaften. GI kann somit als Ansatz verstanden werden, die Diversität von Ökosystemen zu schützen, zu entwickeln und wiederherzustellen und so die Gesundheit von Ökosystemen zu stärken (vgl. Tzoulas et al. 2007; James et al. 2009; Wakenhut 2010; EEA 2011).

Da sowohl GI-Konzept als auch ÖSL-Konzept anthropozentrisch ausgerichtet sind, sind aus gesellschaftlicher Sicht insbesondere die *kulturellen Leistungen* erwähnenswert. Sie sind speziell, da sie sehr kontextabhängig sind. Das bedeutet, dass die Funktionen von GI-Komponenten, die für die Bereitstellung der *kulturellen Leistungen* und ihrer jeweiligen Nutzen verantwortlich sind, nur mithilfe der Berücksichtigung der spezifischen Bedürfnisse und Erfahrungen der Akteure und Nutzer an einem bestimmten Ort und zu einer bestimmten Zeit ermittelt werden können. Dazu muss zuerst das soziokulturelle Umfeld verstanden werden (vgl. Daniel et al. 2012a; 2012b). Das unterscheidet die Planungsleistung von GI hinsichtlich kultureller ÖSL deutlich von der Planungsleistung von GI für andere ÖSL (vgl. Faehnle 2014).

Schlüsselpublikation des Autors zum Thema

Wilker, J.; Rusche, K.; Benning, A.; MacDonald, M. A.; Blaen, P. 2016b: Applying ecosystem benefit valuation to inform quarry restoration planning. In: Ecosystem Services, 20: 44-55

2.3. Partizipation in Planungs- und Entscheidungsprozessen

Es existiert eine Reihe von Definitionen und Verständnissen von Partizipation in der Literatur, jedoch keine allgemeingültige Definition (vgl. Luyet et al. 2012; Maier et al. 2014). Dementsprechend wird Partizipation unterschiedlich gelebt und ist auf verschiedene Art und Weise in Planungsprozesse eingebunden (vgl. Wilker et al. 2015). Die Weltbank (1996, xi) hat Partizipation als „[...] a process through which stakeholders influence and share control over development initiatives and the decisions and resources which affect them“ definiert (vgl. Wilker et al. 2016a). Das Ziel von Partizipation ist sicherzustellen, dass allen betroffenen Akteuren die Möglichkeit zu Beteiligung an und Beeinflussung von Planungsentscheidungen gegeben wird. Über Partizipation lassen sich Entscheidungen legitimieren, deren Demokratie verbessern und Entscheidungsergebnisse aufgrund besserer Informationsgrundlagen inhaltlich aufwerten sowie transparenter gestalten (vgl. Petts u. Leach 2000; Greenspace 2005; Luyet et al. 2012; Rymsa-Fitschen et al. 2014; Wilker et al. 2016a). Grundlagen für Partizipation sind die unterschiedlichen Wissens- und Machtkapazitäten, Ressourcen und Fähigkeiten der Akteure. Inwieweit vorhandenes Wissen in Planung integriert

2.3. Partizipation in Planungs- und Entscheidungsprozessen

wird und diese beeinflusst, hängt von Faktoren wie Zeitpunkt und Art der Beteiligung ab (vgl. Faehnle 2014).

Planung hat sich von advokativer Planung über rational geprägte Planung durch Expertenwissen bis zu kollaborativer Planung gewandelt (vgl. Healey 1992a, 1992b, 1997; Innes u. Booher 2013; Faehnle 2014). Kollaborative oder partizipative Planung beschreibt eine Art der Planung, in der ortsansässigen Bürgern und anderen Akteuren die Möglichkeit geboten wird, sich an Planungs- und Entscheidungsprozessen zu beteiligen. Dies geschieht in der Regel über ein breitgefächertes Set an Methoden mit dem Ziel, Planungsinhalte gemeinschaftlich zu erarbeiten.

Die Prinzipien der partizipativen Planung haben besondere Bedeutung für das GI-Konzept. Über Kooperation kann GI als ein integrativer Bestandteil neuer Entwicklungen vermittelt werden, doch dafür müssen auf der nationalen Ebene beginnend sämtliche Planungsbehörden eingebunden werden, um einen passenden Rahmen für die lokale Umsetzung zu schaffen. Partnerschaften und Kooperationen mit Akteuren und der Zivilgesellschaft sind entscheidend (vgl. Fichter 2010; EEA 2011). Vor diesem Hintergrund ist es aus Sicht der GI-Planung essenziell, ÖSL gezielt an den Bedürfnissen der Menschen auszurichten ohne dabei den Biodiversitätsgedanken zu vernachlässigen. Um diese strategische Denkweise leben zu können, sind GI-Planer im höchsten Maße auf die Kenntnisse der lokalen Handlungsbedarfe und auf das lokale Wissen über ÖSL angewiesen. Dahinter steht die Idee, dass die Gesellschaft als Hauptnutznießer von GI auch an der Planung partizipieren sollte. Schließlich sind viele GI-Komponenten öffentliche Flächen, von deren ÖSN ein Großteil der Gesellschaft profitiert. Durch die Einbindung der Akteure kann eine höhere Legimitation für Investitionen in GI erreicht werden, sowohl in der Politik als auch in der Öffentlichkeit (vgl. Healey 2008; Rymsa-Fitschen et al. 2014).

2.3.1. Das Prinzip von Partizipation

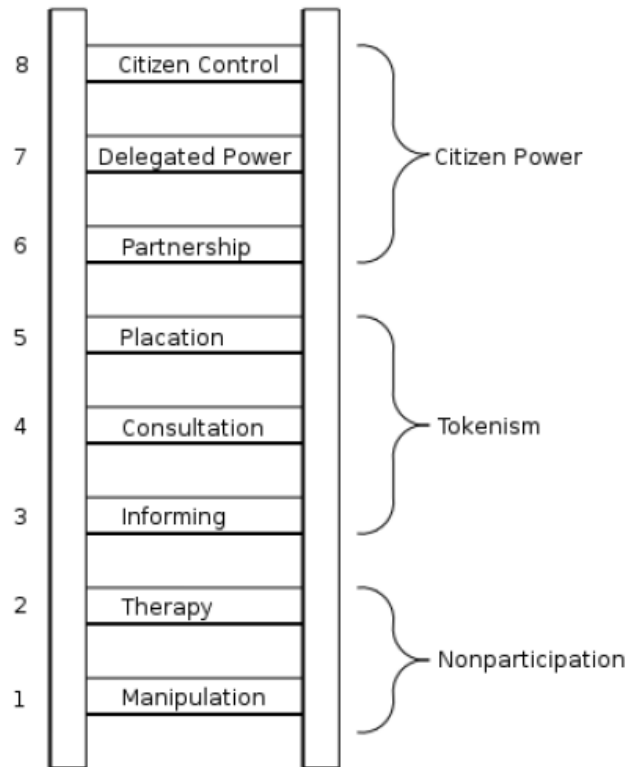
Entscheidende Komponenten jedes Partizipationsprozesses sind neben der Auswahl der Akteure der Zeitpunkt, die Art, die Intensität und die Dauer. Die Konfiguration dieser Komponenten geschieht vor dem jeweiligen Planungshintergrund individuell und ist von vielen Faktoren abhängig, wie bisheriger Partizipationstradition, Macht- und Ressourcenkapazität und Art des Planungsvorhabens (vgl. Wilker et al. 2016a).

Ein grundlegendes Modell zur Partizipation ist die *Ladder of citizen participation* von Sherry Arnstein. Mittels des Bildes einer Leiter verdeutlicht sie die Intensität von Beteiligung in Planungsprozessen (vgl. Arnstein 1969). Die Leiter hat acht Sprossen, wobei sich von der ersten Sprosse an der Beteiligungsgrad stets erhöht (s. Abbildung 3). Die Sprossen sind wiederum drei Bereichen zugeordnet: *Nichtpartizipation*, *Alibipolitik* und *bürgerliche Entscheidungsmacht*. Arnstein definiert die ersten beiden Sprossen (Therapy und Manipulation) als *Nichtpartizipation*, da sie lediglich Ansätze zusammenfassen, die nicht Beteiligung an Planungsprozessen und deren Durchführung im eigentlichen Sinne zum Ziel haben, sondern belehren und überzeugen wollen. Es geht um das Durchsetzen von Macht in einem klassischen Top-Down-Planungsprozess. Die folgenden zwei Sprossen erlauben den Beteiligten zuzuhören (Informing) und ihre Meinung zu äußern (Consultation). Damit umfassen sie die ersten Stufen eigentlicher Partizipation, auch wenn keine Garantie besteht, dass die Meinung der eingebundenen Akteure Berücksichtigung bei Entscheidungsträgern findet. Wird Akteuren das Recht eingeräumt zu beraten (Placation), handelt es sich um die fünfte Sprosse von Arnsteins Leiter. Da auch hier letztlich die Entscheidung nicht von den Beteiligten gefällt wird,

2. Forschungsstand und -bedarf

ordnet Arnstein diese Sprosse, wie auch die beiden vorhergenannten Sprossen, der *Alibipolitik* zu. Erst wenn gleichberechtigte Partnerschaften entstehen und ein Teil der öffentlichen Macht an Akteure abgegeben beziehungsweise diese vollständig übertragen wird, sind die höchsten Sprossen der Leiter der Partizipation nach Arnstein erreicht. Die Entscheidungen werden dann von Akteuren wirklich beeinflusst oder die Entscheidungsmacht liegt sogar bei ihnen (vgl. Arnstein 1969).

Abbildung 3: Ladder of Citizen Participation



Quelle: Arnstein 1969

Bei der Leiter der Partizipation nach Arnstein handelt es sich um eine Vereinfachung der Beteiligungsgrade, welche bei komplexen Planungsprozessen Anwendung finden und Entscheidungen mit herbeiführen. Andere Autoren haben auf dieser Basis weitere, ausdifferenzierte Modelle entwickelt beziehungsweise die Leiter von Arnstein für sich individuell adaptiert (vgl. Mackrodt u. Helbrecht 2013; Williamson u. Parolin 2013; Cerar 2014; Wilker et al. 2016a).

Die unterschiedlichen Beteiligungsgrade bieten Spielraum für die Anwendung einer Vielzahl von Partizipationsmethoden, um über das Prinzip des gegenseitigen Lernens Wissen zu verbreiten, zu verbessern und zu erlangen – sowohl auf Seiten der Planer als auch auf Seiten der involvierten Akteure (vgl. Wilker u. Ryma-Fitschen 2015). Besteht eine Diskrepanz zwischen dem erwünschten und erzielten Beteiligungsgrad seitens der Planer und der beteiligten Akteure, wird dies *Arnstein gap* genannt (vgl. Bailey u. Grossardt 2010; Wilker et al. 2016a). Mit einem hohen Partizipationsgrad geht aufgrund der Komplexität von Organisation und Methoden sowie Dauer und Intensität des Partizipationsprozesses meist ein höherer Mittel- und Personalaufwand einher.

2.3.2. Grüne Infrastruktur und Partizipation

GI ist ein Ansatz der strategischen Planung und zur Erstellung räumlicher Strategien (vgl. Rouse u. Bunster-Ossa 2013; Wilker et al. 2016a). Albrechts und Balducci (2013) beschreiben strategische Planung als transformativen und integrierten, von der öffentlichen Hand geführten, produktiven sozialräumlichen Prozess (vgl. Albrechts u. Balducci 2013). Dieser bildet eine Vision oder einen Rahmen für Empfehlungen und ist Grundlage für kohärente Maßnahmen und somit auch ein Instrument zur Umsetzung. Auf diese Weise werden sowohl der Status Quo als auch die Zukunft eines Ortes durch strategische Planung umrissen. Das Prinzip der kollaborativen Planung ist Teil eines strategischen Planungsansatzes. Ein Weg der Konzeptualisierung eines solchen Ansatzes sind räumliche Strategien (vgl. Healey 2008; Wilker et al. 2016a). Eine wichtige Dimension dieser Strategien ist laut Healey (2008) die Erweiterung des Wissensstandes, wobei ein Schwerpunkt in der Erlangung von lokalem Wissen liegen sollte.

GI wird aufgrund seines interdisziplinären und integrativen Charakters von einer Vielzahl von Akteuren (ggf. unterschiedlicher räumlicher Ebenen) geprägt, deren Auffassung und Werte von GI-Planung, -Umsetzung und -Management sich stark unterscheiden können (vgl. Konijnendijk et al. 2005; Benedict u. McMahon 2006; Davies et al. 2006; Roe u. Mell 2013; Faehnle 2014). Neben den verschiedenen „Organisationseinheiten für Planung, Bau und Unterhaltung von Grün- und Freiflächen, Vollzug der naturschutzrechtlichen Regelungen wie Artenschutz und Eingriffsregelung, Betreuung der verschiedenen Freiräume wie Spielplätze und Straßenbäume sowie Landschaftsplanung“ (BfN 2017b: 24) sind auch Akteure unterschiedlicher Fachgebiete, Ämter und öffentlicher Institutionen „aus Bereichen wie Stadtplanung, Wohnungsbau, Gesundheit, Bildung und Soziales, Wasserwirtschaft, Verkehr, aber auch Wirtschaftsförderung und Stadtmarketing, Finanzverwaltung oder Liegenschaften [...], Wissenschaft, zivilgesellschaftliche Vereine und Verbände“ (BfN 2017b: 24) in die Entwicklung von GI involviert (vgl. auch Benedict u. McMahon 2006).

Die Prinzipien der kollaborativen Planung eröffnen mit genug Sensibilität die Möglichkeit, die verschiedenen Vorstellungswelten der Akteure zu berücksichtigen ohne den Anspruch zu haben, eine gemeinsame schaffen zu müssen (vgl. Faehnle 2014). Ein holistischer Planungsansatz im Sinne der GI beinhaltet kollaborative Prozesse, welche die diversen Bedürfnisse und Wünsche der Akteure gleichberechtigt berücksichtigen und die es ihnen ermöglichen, das nötige Wissen zur Teilnahme an diesen Prozessen zu generieren (vgl. Faehnle 2014). Kooperation ist also ein wesentliches Merkmal von GI auf Konzept- und Projektebene. Die ÖSN und ÖSL von GI können nur durch die Zusammenarbeit und die Einbeziehung einer Reihe von Akteuren aus unterschiedlichen Disziplinen erreicht werden, die GI in wichtigen Fachprogrammen und -strategien mitberücksichtigen (vgl. Davies et al. 2006; EEA 2011). Da GI eine transdisziplinäre Betrachtungsweise mit einem starken Umsetzungsbezug erfordert, setzt es die Beteiligung von Experten sowie der lokalen Bevölkerung voraus, die GI vor Ort nutzt und möglicherweise pflegt sowie von seinen Leistungen profitiert (vgl. Llausas u. Roe 2012). Laforzezza et al. (2013) nennen soziale und territoriale Kohäsion als eine Funktion in ihrem GI-Modell und adressieren damit Themen wie Partizipation und Gemeinschaftsgefühl. Aus diesem Grund identifizieren Benedict und McMahon (2002, 2006) die *Menschen* als finale Herausforderung zur Entwicklung eines jeden GI-Planungsansatzes.

2.3.3. Ökosystemwissen

Ökosystemwissen (ÖSW) umfasst das Wissen über die Bedeutung von Ökosystemen, ÖSL, ÖSN und mögliche negative Leistungen (Disservices) beziehungsweise wo diese auftreten, in welcher Form und aus welchem Grund (vgl. McKenzie et al. 2014). Teilweise finden sich in der Literatur auch die Bezeichnungen *Umweltwissen* (Environmental Knowledge), *Ökologisches Wissen* (Ecological Knowledge) und *Ökosystemleistungswissen* (Ecosystem Services Knowledge), welche teils allgemeiner und teils spezifischer sind, letztlich aber mehr oder weniger synonym verwendet werden (vgl. Haines-Young u. Potschin 2014; McKenzie et al. 2014; Turnpenny et al. 2014; Posner 2015). Mit Hilfe solchen Wissens lassen sich unter anderem die aktuelle und potenzielle Bereitstellung und Nutzung von ÖSL, Verhältnisse verschiedener Leistungen in räumlich-temporären Kontexten und mögliche räumliche und technische Kompensationen bestimmter ÖSL unter bestimmten Bedingungen analysieren (vgl. Fisher et al. 2009, Maes et al. 2012). Für die GI-Planung sind Generierung, Austausch und Verbreitung von ÖSW äußerst relevant, damit die Öffentlichkeit über die Vorteile von GI und die Leistungen und Nutzen gesunder Ökosysteme informiert wird und Experten und Zivilgesellschaft gleichzeitig in einem gegenseitigen Lernprozess ihre Wissensbasis erweitern (vgl. Benedict u. McMahon 2002, 2006; Turnpenny et al. 2014; Wilker et al. 2016b). Das unterstreicht die Bedeutung partizipativer Prozesse in diesem Kontext.

Jedem Akteur ist ein bestimmter Wissensmix zu Eigen, der es erlaubt, Relevantes zum Wissensbildungsprozess beizutragen. Faehnle (2014) unterscheidet zwischen Expertenwissen und erfahrungsbasiertem Wissen. Beide Arten von Wissen besitzt jeder Mensch je nach Kontext in unterschiedlicher Kombination. Sie machen das individuelle Wissen über Zusammenhänge sowie die bereitgestellten Leistungen und ihre Nutzen aus, unser ÖSW (vgl. Cowell u. Lennon 2014; Jordan u. Russell 2014; Wilker et al. 2016b). Expertenwissen mit Bezug zu GI und ÖSL meint vor allem ökologisches, planerisches, aber auch soziales und ökonomisches Wissen, welches auf einem wissenschaftlichen Fundament zu strategischer Grün- und Freiraumplanung, Ansätzen zur Generierung von Informationen über Ökosysteme, deren Funktionsweise, Leistungen und Nutzen sowie deren Synergieeffekten und Inwertsetzung beruht. Auch das Wissen über biologische Informationen wie Artenzusammenstellung, -reichtum, -bevölkerung et cetera ist Expertenwissen. Erfahrungsbasiertes Wissen umfasst neben dem auf persönlichen Erfahrungen aufbauenden Wissen auch eigene Werte, Einstellungen und Bedenken mit Bezug zur Umwelt und ihren Leistungen. Im Gegensatz zu ökologischem Expertenwissen ist Erfahrungswissen wertebasiert und stark durch subjektive Eindrücke und den soziokulturellen Hintergrund des Einzelnen geprägt (vgl. Faehnle 2014). Beide Arten von Wissen lassen sich über geeignete methodische Ansätze komplementieren. Das Zurückgreifen auf ein so gebildetes Wissensfundament ist eine mächtige Ressource für die Entscheidungsfindung in der Planung (vgl. Innes u. Booher 2013).

Eine Nutzung von ÖSW kann, neben der Verwendung in technisch-rationalen Modellen (z.B. Geoinformationssysteme), auf drei verschiedene Weisen erfolgen: instrumentell, strategisch und konzeptionell (vgl. Jordan u. Russell 2014; McKenzie et al. 2014). Die instrumentelle Nutzung von ÖSW umschreibt Wissenstransfer aus der Wissenschaft zugunsten der fachspezifischen, sichtbaren Beeinflussung von rationalen Entscheidungen. Von wissenschaftlicher Seite wird meist die instrumentelle Nutzung von ÖSW verfolgt, um direkte Antworten zur Planungs- und Entscheidungsfragestellungen zu liefern, zum Beispiel in Form von Kosten-Nutzen-Analysen zu verschiedenen Planungsalternativen. Dies gelingt jedoch selten (vgl. Jordan u. Russell 2014; McKenzie et al.

2.4. Bewertung von Grüner Infrastruktur und Ökosystemleistungen

2014). In diesem Zusammenhang wird oft kritisiert, dass die Ansätze zur Generierung zu komplex sind, die wissenschaftliche Basis nicht ausreichend beziehungsweise zugänglich genug ist oder die Kommunikation zwischen den Akteuren verbesserungswürdig ist (vgl. Daily et al. 2009; de Groot et al. 2010). Eine schwächere Form der Nutzung von ÖSW ist die strategische. Hier wird Wissen genutzt, um bestimmte Interventionen oder Konzepte zu unterstützen oder zu rechtfertigen. Das ist für den Umweltsektor relevant, da beispielsweise ökonomische Argumente, generiert durch die Anwendung von entsprechenden Bewertungsmethoden (s. Kapitel 2.4.), die Möglichkeit bieten, GI und ÖSL ein größeres Gewicht bei der planerisch-politischen Entscheidungsfindung einzuräumen. Die schwächste, aber dennoch nicht zu unterschätzende Form, ist die konzeptionelle ÖSW-Nutzung. Die Entwicklung eines Verständnisses von einem neuen Konzept oder Ansatz, das Treffen von Entscheidungen oder die Änderung von Strategien, sind komplexe, kontinuierliche Prozesse. Dafür ist die konzeptionelle Verwendung von ÖSW essentiell, die Wissen schafft und vertieft und so das Bewusstsein und die Einstellungen der Akteure zu diesen Themen entscheidend prägt (vgl. McKenzie et al. 2014; Turnpenny et al. 2014).

Schlüsselpublikationen des Autors zum Thema

Wilker, J.; Rusche K.; Rymsa-Fitschen, C. 2016a: Improving Participation in Green Infrastructure Planning. In: Planning Practice and Research, 31, 3: 229-249

Wilker, J.; Rusche, K.; Benning, A.; MacDonald, M. A.; Blaen, P. 2016b: Applying ecosystem benefit valuation to inform quarry restoration planning. In: Ecosystem Services, 20: 44-55

2.4. Bewertung von Grüner Infrastruktur und Ökosystemleistungen

Nachweislich ist es oft so, dass die gesellschaftliche Wertschätzung vieler GI-Komponenten, insbesondere von Kernen wie Naturschutzgebieten oder Parks, substanziell ist und genauso groß oder sogar größer als die von konkurrierenden Nutzungsarten; der Nutzen übersteigt die Kosten. Die Kosten-Nutzen-Verhältnisse von GI-Verbindungen sind im Vergleich relativ wenig erforscht (vgl. Mazza et al. 2011). Das Kostennutzenverhältnis von GI-Elementen ist insbesondere dann positiv, wenn integriert und multifunktional geplant wird und so eine Vielzahl von ÖSL miteinander verknüpft werden und wenn viele Nutzenempfänger von den hohen direkten Nutzungswerten und signifikant hohen positiven Einflüssen auf Gesundheit und Wohlbefinden profitieren (vgl. Tzoulas et al. 2007).

Um die Leistungen von GI und ihren Komponenten beziehungsweise die durch sie bereitgestellten ÖSL entsprechend erfassen und bewerten zu können, existiert eine Reihe an ökonomischen Bewertungsmethoden (vgl. McConnell u. Walls 2005; TEEB 2010; Rusche et al. 2013). Sie haben allesamt zum Ziel, eine Lösung für das Problem zu bieten, dass für Elemente einer GI und ihre ÖSL als öffentliche Güter kein Markt und auch kein Marktwert bestehen (vgl. Liebe u. Meyerhoff 2005). Wie einleitend erläutert, scheinen Investitionen in GI und ihre ÖSL weniger attraktiv als in konkurrierende Flächennutzungen, wie beispielsweise Gewerbe oder Wohnen, die einen für die Gesellschaft bekannten Mehrwert, unter anderem in Form von Steuern, generieren (vgl. Faehnle 2014). Ökonomische Bewertungsmethoden adressieren dieses Problem, indem sie auf unterschiedliche Art und Weise versuchen, die bereits erläuterten Vorteile und Leistungen von GI beziehungsweise die ÖSN, monetär zu beziffern. Dadurch werden diese der Allgemeinheit aufgezeigt und insbesondere ins Blickfeld der Entscheidungsträger gerückt, um so Argumente für die

2. Forschungsstand und -bedarf

Entwicklung von GI bereitzustellen und damit zu nachhaltigeren Entscheidungen zu führen (vgl. Wright 2011; Laforteza et al. 2013; Loomis 2014; Condera et al. 2015; Eser 2016).

Tabelle 4: Ökonomische Bewertungsmethoden

Indirekte Methoden	Direkte Methoden
Reisekostenmethode (Travel Cost Method)	Kontingente Bewertungsmethode (Contingent Valuation Method)
Hedonischer Preisansatz (Hedonic Pricing)	Choice-Experiment
Benefit Transfer	

Quelle: eigene Darstellung

Grundsätzlich lassen sich ökonomische Bewertungsmethoden in zwei Kategorien einteilen: indirekt (revealed) und direkt (stated) (vgl. Pearce et al. 2006; EU-Kommission 2008; Loomis 2014). Wie Tabelle 4 zeigt, gehören die Reisekostenmethode und der Hedonische Preisansatz zu den indirekten Methoden. Die Kontingente Bewertungsmethode und das Choice-Experiment zählen zu den direkten Methoden. Der Benefit Transfer ist keine eigene Methode, sondern bedient sich vorliegender Ergebnisse beider Kategorien. Indirekte Methoden gehen davon aus, dass von der Nachfrage nach Individualgütern auf die Nachfrage nach Kollektivgütern geschlossen werden kann (vgl. Gronemann u. Hampicke 1998; TEEB 2010; Bateman et al. 2011). In dem beschriebenen Kontext bedeutet dies, dass durch Marktbeobachtung, zum Beispiel der Nachfrage nach Immobilien in der Nähe von GI-Komponenten, ein Rückschluss auf die Präferenzen der Käufer für bestimmte ÖSL, beispielsweise Freizeitmöglichkeiten in einem nahegelegenen Park, möglich ist (vgl. Gronemann und Hampicke 1998). Direkte Methoden arbeiten stattdessen mit Personenbefragungen, die die Präferenzen der Interviewten, zum Beispiel für Verbesserungen der ÖSL in einem Stadtpark, meist mittels Zahlungsbereitschaften direkt abfragen (vgl. Stewart u. Kahn 2009; TEEB 2010; Wilker 2010; Wilker u. Rusche 2013; Wilker u. Gruehn 2017).

Ein wichtiger Unterschied beider Methodenarten besteht darin, dass mit direkten Methoden Nutzungswerte (use values) und Nicht-Nutzungswerte (non-use values) erfasst werden können, wohingegen sich mit indirekten Methoden nur Nutzungswerte ermitteln lassen (vgl. Pearce et al. 2006; Rusche et al. 2013). Nicht-Nutzungswerte wie Options- und Vermächtniswerte, die den Wunsch ausdrücken, bestimmte Landschaften für sich selbst oder für zukünftige Generationen zu bewahren, spiegeln sich nicht in Konsumvorgängen wider. Außerdem lassen sich für die Natur Existenzwerte feststellen, die den Wert der Natur an sich darstellen und ebenfalls keinen Nutzungszusammenhang aufweisen (vgl. Elsasser 1996). Ein Teil möglicherweise vorhandener ÖSL lässt sich also durch indirekte Methoden nicht bewerten.

2.4.1. Die Reisekostenmethode (Travel Cost Method)

Als indirekte Methode gründet die Reisekostenmethode auf beobachtetem Verhalten (vgl. TEEB 2010). Die Grundannahme besteht darin, dass über die aufgewendeten (Reise-)Kosten zur Nutzung eines GI-Elementes, wie eines Nationalparks, auf den individuellen Nutzen geschlossen werden kann (vgl. Elsasser 1996). Die in Verbindung mit dem Besuch auf sich genommenen Kosten, zum Beispiel für Benzin, Hotelübernachtung, Parken und Eintritt, zeigen indirekt auf, wie wichtig einer

2.4. Bewertung von Grüner Infrastruktur und Ökosystemleistungen

Person der durch bestimmte ÖSL entstehende Nutzen ist. Wäre dieser Nutzen geringer als sein monetärer Gegenwert, würde der Besuch der GI-Komponente nicht getätigt. Die oft mittels eines Fragebogens ermittelte marginale Zahlungsbereitschaft (WTP) wird in Beziehung zu der Anzahl der Besuche und zur aufgewendeten Entfernung gestellt (vgl. Hanley u. Barbier 2013). Meist steigen die Kosten mit zunehmender Entfernung und die Besuchshäufigkeit nimmt ab. Demnach sind für die Anwendung der Reisekostenmethode relevante Reisekosten grundlegend (vgl. Pearce et al. 2006; Rusche et al. 2013; Wilker et al. 2016b).

2.4.2. Der Hedonische Preisansatz (Hedonic Pricing)

Als indirekte Bewertungsmethode geht der Hedonische Preisansatz von der Grundannahme aus, dass sich der Marktpreis eines Individualgutes aus mehreren Bestandteilen zusammensetzt, welche seine speziellen Eigenschaften widerspiegeln (vgl. Gronemann u. Hampicke 1998). Im Falle einer Immobilie ist dies neben dem baulichen Zustand, der Wohn- und Grundstücksfläche, dem Zuschnitt und der Anzahl der Zimmer et cetera natürlich insbesondere die Lage mit all ihren dazugehörigen Komponenten (vgl. Rusche et al. 2013). Eine dieser Komponenten ist die Nähe und der Zugang zu attraktiven GI-Elementen und ihren ÖSL. Schließlich wirkt sich jede Eigenschaft einer Immobilie auf deren Marktpreis aus. Es ergeben sich also Preisunterschiede bei Immobilien aufgrund von verfügbaren ÖSL (vgl. Hoffmann und Gruehn 2010). Für Immobilien an Grünzügen, Seen et cetera werden nachweislich oft hohe Preise gezahlt aufgrund der mit der Lage verbundenen ÖSL (vgl. Crompton 2001; Luther et al. 2002; Cho et al. 2009). Der Hedonische Preisansatz hat das Ziel, über die Isolierung der verschiedenen Umweltqualitäten deren Wert zu bestimmen (vgl. Pearce et al. 2006; TEEB 2010). Dazu werden implizierte Preise für sie berechnet. Der implizierte Preis für eine Eigenschaft, wie zum Beispiel die Nähe zu Grünflächen, besteht im Preisunterschied zwischen zwei Immobilien, deren Eigenschaftskonstellationen bis auf die genannte Eigenschaft völlig identisch sind. Die implizierten Preise spiegeln die Wertschätzung der Nachfrager für die jeweilige Eigenschaft wider, während der Immobilienpreis die Gesamtwertschätzung für die Immobilie abbildet (vgl. Cansier 1993). Der marginal implizierte Preis sagt aus, wieviel an Mehrausgaben der Käufer bereit ist für die Steigerung einer Umweltqualität um eine Einheit (Prozent) zu zahlen (vgl. TEEB 2010). Die Anwendung des Hedonischen Preisansatzes setzt eine gute Datenbasis voraus. Es müssen die nötigen Informationen über Eigenschaften und Preise von einer gewissen Mindestanzahl an Immobilien eines Wohnungsmarktes verfügbar sein (vgl. Loomis 2014).

2.4.3. Die Kontingente Bewertungsmethode (Contingent Valuation Method)

Die Kontingente Bewertungsmethode (CVM) ist eine direkte Methode, die mittels einer Befragung von Personen beziehungsweise Nutzern in einer hypothetischen Marktsituation Zahlungs- und Arbeitsbereitschaften beziehungsweise die Bereitschaft, Kompensationszahlungen zu akzeptieren, ermittelt (vgl. Klaphake u. Meyerhoff 2003; Pearce et al. 2006; Loomis 2014). Die Zahlungsbereitschaften können sowohl dazu dienen, die existierenden GI-Komponenten als auch deren Verbesserung oder Erhalt zu beziffern (vgl. Eser 2016). Im Kern geht es darum, dass die Befragten sich je nach Ausgestaltung der Methode dazu äußern, welchen Betrag sie zu zahlen bereit wären, um das GI-Element zu erhalten, zu verbessern oder sogar dessen Verlust zu kompensieren (vgl. Pearce et al. 2006). Außerdem können sie dazu befragt werden, ob beziehungsweise wieviel Arbeitsaufwand sie leisten würden, um den Erhalt beziehungsweise die Verbesserung zu unterstützen. Die geäußerten Präferenzen und Werte dienen als Bewertungsgrundlage. Die Ausgestaltung der

2. Forschungsstand und -bedarf

Kontingente Bewertung (CV) wird recht flexibel gehandhabt, aber standardmäßig wird der Bewertungsgegenstand (z.B. ein Stadtpark) den Befragten in seinem Status Quo beschrieben und mögliche Veränderungen sowie deren Konsequenzen erläutert (vgl. Klaphake u. Meyerhoff 2003; Matz 2006; Wilker u. Rusche 2013; Wilker u. Gruehn 2017). Diese Informationsbasis ist als Vorbereitung für die Bewertungsfrage sehr wichtig, um die Befragten ausreichend zu informieren, damit sie angemessen antworten können, die Zahl an Protestantworten und Interviewabbrüchen gering zu halten und keine Verzerrungen herbeizuführen (vgl. Wilker u. Rusche 2013; Wilker u. Gruehn 2017). Bei der hypothetischen Bewertungsfrage kann mit verschiedenen Zahlungsinstrumenten gearbeitet werden, wie Eintrittspreisen, einem Spendenfonds oder Steuerabgaben (vgl. Gronemann u. Hampicke 1998). Die eigentliche Zahlungssumme kann exakt oder in vorgegebenen Zahlungsspannen erfragt werden. Auch über ein Bietverfahren, in dem den Befragten steigende Beträge angeboten werden, kann sich an die Summe angenähert werden (vgl. Loomis 2014). Diese Vorgehensweisen lassen sich auch auf Arbeitsbereitschaften anwenden, da gerade im Umweltbereich theoretisch Arbeiten von ungelerten Kräften erbracht werden können (vgl. Matz 2006; Wilker u. Gruehn 2017). Die Arbeitsstunden beziehungsweise Zahlungen lassen sich in Verbindung mit der erhobenen Besucheranzahl zu einem Gesamtwert verrechnen, der die Wertschätzung aller Befragten widerspiegelt. Ergänzt wird der Fragebogen einer Kontingente Bewertung in der Regel durch Angaben zu Einstellungen und sozioökonomischen Charakteristika der Befragten (vgl. Carson et al. 2001).

2.4.4. Das Choice-Experiment

Choice-Experimente kommen insbesondere vor der Implementierung einer Maßnahme zum Einsatz, da sie erlauben, aus mehreren Planungsalternativen die beliebtesten Komponenten zu identifizieren (vgl. Loomis 2014). Als direkte Methode können mit ihr Nutzungs- und Nicht-Nutzungswerte erfasst werden (vgl. Morrison u. Bennett 2000). Bei einem Choice-Experiment werden Fragebögen verwendet, die denen der Kontingente Bewertungsmethode sehr ähnlich sind. Darin werden unterschiedliche Serien mit verschiedenen Planungsalternativen beschrieben. Diese Planungsalternativen bestehen jeweils aus verschiedenen Ausprägungen der gleichen Komponenten und sind mit einem Gesamtpreis belegt (vgl. TEEB 2010). Den Befragten werden mehrere Serien vorgelegt, woraus sie jeweils ihre präferierte Planungsalternative mit dazugehöriger Komponentenkonstellation und Preis auswählen, die Alternativen in eine Rangliste einordnen oder auf einer Skala bewerten (Stewart und Kahn 2009). Auf diese Weise lässt sich nicht nur wie bei der Kontingente Bewertung die Wertschätzung für eine Planungsalternative ableiten, sondern auch die Beliebtheit ihrer Komponentenausprägungen (vgl. Pearce et al. 2006; Rusche et al. 2013). Meist werden die bedeutenden Attribute beziehungsweise Komponenten für die Planungsalternativen im Vorfeld über Fokusgruppeninterviews identifiziert und mit Preisen belegt (vgl. Hanley u. Barbier 2013). Normalerweise bildet eine Planungsalternative immer den Status quo ab.

2.4.5. Der Benefit-Transfer (Benefit Transfer)

Das Prinzip des Benefit-Transfer ist, sich der ökonomischen Ergebnisse anderer Studien der indirekten oder direkten Bewertung zu bedienen (vgl. Wilson u. Hoehn 2006; Johnston u. Rosenberger 2010). Der Benefit-Transfer ist keine eigene Bewertungsmethode, sondern dient vielmehr als Ersatz, wenn aus bestimmten Gründen (Aufwand, Zeit, Kosten) keine eigenen Untersuchungen unternommen werden können. Dazu werden die ermittelten Daten eines hinsichtlich des Ortes,

2.5. Forschungsbedarf und Zielsetzung

der Zeit und der Art vergleichbaren *Studienortes* auf den *Politikort* (Planungsort) übertragen (vgl. Ready u. Navrud 2005; Rusche u. Wilker 2015). Diese Übertragung passiert je nach Variante direkt (Unit Value Transfer) oder mit Anpassung der einzelnen Funktionsgleichungen für verschiedene Parameter, indem auf Werte von einer oder wenigen vergleichbaren Studien beziehungsweise von mehreren Studien aus anderen Bereichen zurückgegriffen wird (Function Transfer) (vgl. Richardson et al. 2015).

Schlüsselpublikationen des Autors zum Thema

Wilker, J.; Gruehn, D. 2017: *The Potential of Contingent Valuation for Planning Practice: The Example of Dortmund's Westpark*. In: *Raumforschung und Raumordnung - Spatial Research and Planning*, 1: 1-15

Wilker, J.; Rusche, K.; Benning, A.; MacDonald, M. A.; Blaen, P. 2016b: *Applying ecosystem benefit valuation to inform quarry restoration planning*. In: *Ecosystem Services*, 20: 44-55

Wilker, J.; Rusche, K. 2014: *Economic Valuation as a Tool to Support Decision-Making in Strategic Green Infrastructure Planning*. In: *Local Environment: The International Journal of Justice and Sustainability*, 19, 6: 702-713

2.5. Forschungsbedarf und Zielsetzung

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass das Konzept der GI, genauso wie das der ÖSL, wissenschaftlich-theoretisch weit entwickelt und akzeptiert ist. Die Zusammenhänge zwischen beiden populären Ansätzen sind offensichtlich und logisch und so auch in der Literatur und auf politischer Ebene wie der EU verankert. Während sich allerdings aktuell das Verständnis von GI und seinen Vorteilen in Wissenschaft und Praxis formt, ist es in der Gesellschaft kaum vorhanden, obwohl dies ebenso notwendig wäre (vgl. Mell 2013). Auch bei Planern herrscht Uneinigkeit und Unklarheit. Der Zugang zu und die Vermittlung von GI in allen Akteursgruppen sind daher besonders wichtig, um zu einem Grundverständnis und -prinzip zu finden, das dennoch den flexiblen Charakter von GI nicht unterminiert (Roe u. Mell 2013). Um dies zu erreichen und so einen kulturellen Wandel bei der Sichtweise auf GI anzustoßen, muss das Verständnis und Wissen für die Potenziale und Nutzen, die GI bietet, in der Bevölkerung geschärft werden und so auch der gesellschaftliche Einsatz dafür gefördert werden (vgl. Llausas u. Roe 2012). Das in diesem Zusammenhang wichtige ÖSW wird aber zu selten durch die beteiligten Akteure generiert und findet auch kaum Verwendung, um politische Entscheidungen und Planung zu unterstützen und mitzusteuern. Das liegt vermutlich daran, dass zwar einige Experten über großes ÖSW verfügen und so quasi eine ÖSW-Basis bilden, diese Basis aber nicht breit genug ist, um für eine ausreichende ÖSW-Implementierung in die kommunale Planung zu sorgen (vgl. Turnpenny et al. 2014). Diese Differenz zwischen ÖSW-Basis und ÖSW-Implementierung spiegelt sich ebenfalls in Zugang und Interpretation des ÖSL-Konzeptes und des Konzeptes der GI seitens der Akteure wider.

Die Funktionen von GI und der Stellenwert von ÖSL sind zwar allgemein bekannt, doch aufgrund fehlender direkter Nutzen wird GI nach wie vor oft zweitrangig gegenüber grauer Infrastruktur behandelt (vgl. Mackrodt u. Helbrecht, 2013). Mangelnde Ressourcen für die GI-Planung sind die Folge, da ihre Vorteile schwer zu messen und zu vermitteln sind. Aufgrund der (Budget-)Konkurrenzen zu anderen Nutzungen ist die Notwendigkeit für nachhaltige und effiziente GI-Planung, die ökonomisch gerechtfertigt ist und auf gesellschaftlichen Bedürfnissen basiert, dementsprechend besonders hoch (vgl.

2. Forschungsstand und -bedarf

Hanley u. Barbier 2013; Wilker u. Gruehn 2017). Die Einbettung der durch GI und ÖSL für Natur und Mensch entstehenden Nutzen in finanzielle Analysen ist ebenso wie deren Kommunikation schwierig. Ihre Zugänglichkeit und die Möglichkeit der gemeinsamen Erörterung sind daher eingeschränkt.

Das verdeutlicht den Bedarf an geeigneten Studien, die diese Werte identifizieren und der Planung sowie Öffentlichkeit in angemessener Form zur Verfügung stellen (vgl. Klaphake u. Meyerhoff 2003; Costa 2007). Dazu gehören Ansätze der ökonomischen Bewertung, welche die gesellschaftliche Bedeutung von GI und ÖSL, auch monetär, belegen (vgl. Pearce u. Turner 1990; Kula 1994; Damigos u. Kaliampakos 2003; Larondelle u. Haase 2012). Ökonomische Bewertungsmethoden zur Messung und zum Aufzeigen einzelner ÖSN sind in großer Bandbreite vorhanden und werden häufig in der wissenschaftlichen Umweltökonomie in einem Planungskontext, zum Beispiel für Verbesserungen von Stadtparks, experimentell eingesetzt. Studien zum ökonomischen Wert von GI und ÖSL existieren demnach bereits in vielfältiger Form. Die meisten dieser Studien konzentrieren sich jedoch auf methodische Feinheiten bei der Umsetzung der Ansätze, diskutieren mögliche Probleme und schließen mit ermittelten ökonomischen Werten. Eine Diskussion der praktischen Relevanz der Ergebnisse und potenzieller Implementierungsansätze in die Planung fehlen hingegen meist (vgl. Christie 1999; Elsasser et al. 2009; Jilkova et al. 2010; Wilker u. Rusche 2013). Daher sind ökonomische Bewertungsmethoden in der Praxis oft nicht bekannt und gelten als kaum nachvollziehbar und zu komplex.

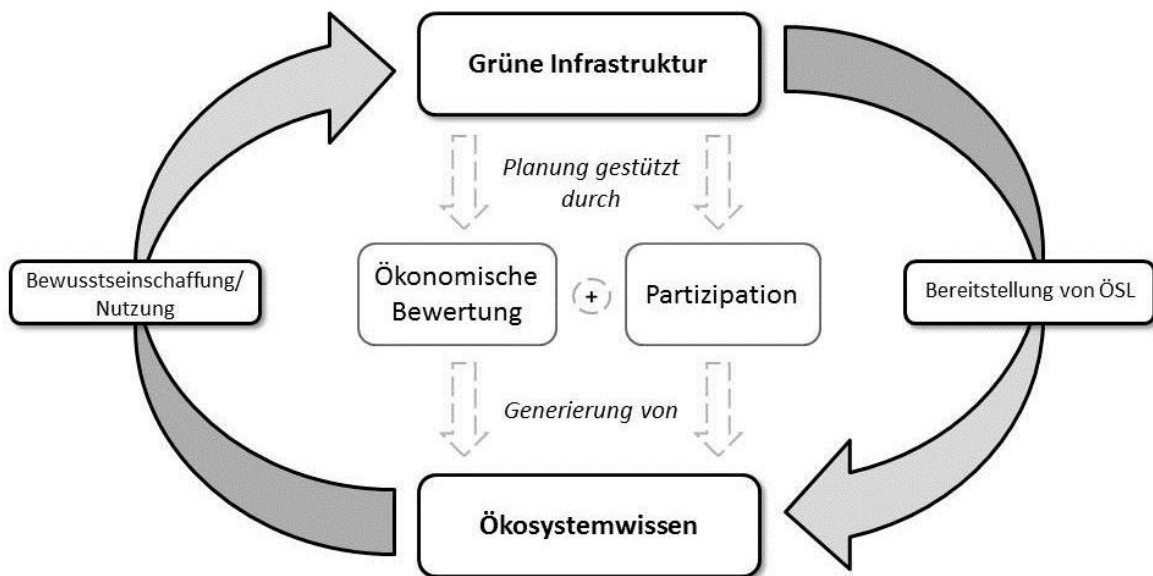
Die potenzielle Relevanz von befragungsbasierten Methoden, wie der Kontingenten Bewertung, für die GI-Planung wird in geringem Maße wahrgenommen (vgl. Christie 1999; Klaphake 2003; Jilkova et al. 2010). Die TEEB-Studien weisen auf dieses Problem mit Bezug zu ÖSL und Biodiversität hin (vgl. TEEB 2010). Die für die Planungspraxis ebenfalls interessanten qualitativen Informationen und die über die monetären Werte transportierbaren Argumente werden kaum wahrgenommen; ebenso wenig wie der partizipative Charakter mancher Bewertungsmethoden. Forschungsbedarf ergibt sich also im Bereich der Ermittlung, Integration und Vermittlung von Ergebnissen (direkter) ökonomischer Bewertungsmethoden in die Planungspraxis und zu den relevanten Akteursgruppen, um die Planung von GI und ÖSL konzeptionell und strategisch durch ÖSW zu fördern (vgl. James et al. 2009; Bateman et al. 2013; Wilker u. Rusche 2013; Wilker et al. 2016b; Wilker u. Gruehn 2017).

Neben der Ermittlung und Darstellung der Vorteile von GI und ÖSL, ist es wichtig zu berücksichtigen, dass GI vielfältige Vorteile hat, die alle gesellschaftlichen Gruppen betreffen und daher mit ihnen erörtert werden können. Im Sinne eines idealtypischen GI-Planungsansatzes ist die Notwendigkeit hoch, den Akteuren eine Stimme in der Planung und Umsetzung zu geben, um ihr ÖSW zu nutzen, ihre Bedürfnisse zu ermitteln und ihnen im möglichen Maße zu entsprechen (vgl. Southern et al. 2011; Luyet et al. 2012). Solche Ansätze lassen sich schwer finden, da Umwelt- oder GI-Governance kaum institutionalisiert ist. Dafür bietet GI auf der Projektebene mit seinen vielfältigen Komponenten jedoch ideale Räume. Sie schafft Möglichkeiten, Menschen mit der Natur in Kontakt zu bringen und so kulturelle, ökologische und psychologische Bezüge zwischen Mensch und Umwelt zu schaffen (vgl. Laforteza et al. 2013). Grünflächen gelten als eine der am meisten sozial inklusiven Formen des öffentlichen Raums, da sie als Treffpunkte für sämtliche soziale Gruppen dienen (vgl. Greenspace 2005; Loschwitz-Himmel 2016). GI offeriert geeignete Räume für Partizipation, da viele ihrer Elemente sich im öffentlichen Raum befinden und so frei zugänglich sind.

2.5. Forschungsbedarf und Zielsetzung

Die entscheidende Frage ist, wie sich Partizipation in Entscheidungsfindungsprozesse integrieren lässt, da die Meinungen, Wertvorstellungen und Wünsche der beteiligten Akteure hinsichtlich GI relevante Informationen (ÖSW) darstellen (vgl. Scott 2011; Faehnle et al. 2014; Wilker et al. 2016a). Vor dem Hintergrund der dargelegten Problemstellung ist effiziente Partizipation bei GI-Planung essentiell, um lokales ÖSW in die Planung zu integrieren, zu nutzen und so überzeugende Ergebnisse zu erzielen (vgl. Mackrodt u. Helbrecht 2013; Faehnle et al. 2014). Es stellt sich demnach die Frage, welche Akteure, zu welchem Zeitpunkt und mit Hilfe welcher Methoden bei der Planung von GI beteiligt werden sollen, um auf diese Weise ökologische Grundwerte zu vermitteln sowie diejenigen von ihrer Bedeutung zu überzeugen, die in sie investieren und sie fördern können (vgl. Luyet et al. 2012).

Abbildung 4: GI-ÖSW-Wirkungszusammenhang



Quelle: eigene Darstellung

Eine idealtypische GI-Planung beschäftigt sich mit Quantitäten, Qualitäten und räumlichen Konfigurationen der GI-Elemente, ihrer ÖSL und ÖSN. Funktionierende Ökosysteme liefern wertvolle ÖSL und stiften ÖSN, das Wissen über diese bildet die ÖSW-Basis der an der Planung beteiligten Akteure (s. Abbildung 4). Auf dieser fusst wiederum ihr Bewusstsein. Beides fließt in die ökosystembasierte GI-Planung ein und bestimmt so die jeweilige Konfiguration. Zur Entwicklung von GI ist es folglich wichtig, über fundiertes ÖSW ein gutes Verständnis von GI und ÖSL sowie deren Werten für die Gesellschaft zu bilden und zu verankern.

Partizipation und ökonomische Bewertung haben das Potenzial, diesen Wirkungszusammenhang entscheidend zu komplementieren. Sie können über die Ermittlung von Akteurspräferenzen und monetärer Wertschätzung den Nutzen von GI und ÖSL aufzeigen und so ÖSW erhöhen. Auf diese Weise können sie Hilfestellung zur Vermittlung von ÖSN geben und gleichzeitig neue Argumente für Entscheidungsträger und die Öffentlichkeit liefern. Eine so verstärkte, in die Planung integrierte ÖSW-Basis bietet die Chance, GI als grundlegendes System zu etablieren und die Akteure dazu zu motivieren, bei der Planung und Instandhaltung von GI erfolgreich zusammenarbeiten, um Ökosysteme zu schützen und weiter zu entwickeln.

3. Publikationsbasierte Ergebnisse

Im folgenden Kapitel werden in Kurzform ausgewählte Ergebnisse aus den Schlüsselpublikationen des Autors vorgestellt, die die Fragestellungen und die Zielsetzung der Arbeit adressieren. Die bereits veröffentlichten Fachaufsätze haben ein doppel-blindes Peer-Review-Verfahren zur Qualitätssicherung von wissenschaftlichen Publikationen durchlaufen und sind in internationalen Journalen in englischer Sprache erschienen. Sie sind im Zeitraum von 2012 bis 2016 hauptsächlich basierend auf der Zusammenarbeit in internationalen Projekten entstanden. Die Publikationen sind in ihrer veröffentlichten Originalfassung, beziehungsweise in einem Fall aus Urheberrechtsgründen in der Autorenversion, im Anhang dieser Arbeit zu finden.

3.1. Economic valuation as a tool to support decision-making in strategic green infrastructure planning

Wilker, J.; Rusche, K. 2013: Economic Valuation as a Tool to Support Decision-Making in Strategic Green Infrastructure Planning. In: Local Environment: The International Journal of Justice and Sustainability, 19 (2014), 6: 702-713 (s. Anhang A)

Dieser Artikel basiert auf Ergebnissen aus dem Interreg IVb-Projekt VALUE – Valuing Attractive Landscapes in the Urban Economy. Die Autoren haben den Artikel gemeinsam konzipiert. Mit Ausnahme des zweiten Kapitels, des ersten Absatzes im vierten Kapitel und der zwei Absätze zur Kosten-Nutzen-Analyse im sechsten Kapitel ist der Artikel vom Autor dieser Arbeit verfasst worden (insg. ca. 33.000 Zeichen ohne Abbildungen).

Dieser Beitrag zeigt auf, welches Potenzial ökonomische Bewertungsmethoden für die Planung grüner Infrastrukturen bieten können. Die Fallstudie basiert auf der für einen Abschnitt des Neckartalradweges in Esslingen angewandten Kontingenten Bewertungsmethode. Der Neckartalradweg war ein Projekt des Masterplan Landschaftspark Neckar, welcher das strategische Planungsinstrument zur Steuerung und Entwicklung von GI in der Neckarregion ist. Ziel war es, über eine Zahlungsbereitschaftsbefragung der Nutzer des bereits erstellten Teilstücks die Zufriedenheit mit dem Projekt und Präferenzen für die zukünftige GI-Planung in der Region Neckar zu identifizieren. Außerdem wird der Einfluss der Ergebnisse der Studie auf die Planung mittels einer Kosten-Nutzen-Analyse diskutiert.

Die Zahlungsbereitschaftsbefragung zielte darauf ab, die Bereitschaft der Nutzer des Radweges zur Unterstützung ähnlicher GI-Maßnahmen mittels freiwilliger, jährlicher Einzahlung in einen fiktiven, zweckgebundenen Fonds zu untersuchen. Insgesamt wurden innerhalb einer Woche im Juni 2011 972 Nutzer des neuen Teilstücks des Neckartalradweges in Esslingen interviewt. Da insgesamt 5.106 Nutzer gezählt wurden, sind mehr als 20 Prozent der Nutzer in diesem Zeitraum befragt worden. Die Befragten konnten ihr Interesse für mehrere Maßnahmenkategorien äußern (s. Tabelle 5). Im Ergebnis zeigt sich eine klare Tendenz für die Neuentwicklung von Wegen beziehungsweise deren Aufwertung sowie Flussrenaturierungsmaßnahmen. Damit griffen die Interviewten die beiden Hauptbestandteile der Gesamtmaßnahme auf. Insbesondere die Wegeverbindungen zu Nachbarorten wie Stuttgart, Altbach oder Plochingen scheinen erhöhten Handlungsbedarf aufzuweisen. Neben der Qualifizierung der Trassen wurden aber auch persönliche Sicherheit und Verkehrssicherheit sowie Beschilderung als Punkte genannt. Andere Vorschläge wie Einrichtungen

3.1. Economic valuation as a tool to support decision-making in strategic green infrastructure planning

entlang der Wege, Abfallbehälter, Sitzmöglichkeiten oder Begrünung, die sich anderen Maßnahmenkategorien zuordnen lassen, wurden zwar erwähnt, spielten aber eine untergeordnete Rolle.

Tabelle 5: Beliebtheit von Verbesserungsbereichen

Category	Responses		Percent of Cases
	N	Percent	
improved/new paths	373	43.9%	66.1%
river renaturation	227	26.7%	40.2%
city greening	166	19.6%	29.4%
possibilities to rest and sit	83	9.8%	14.7%
total	849	100.0%	150.5%

Quelle: eigene Darstellung nach Wilker u. Rusche 2013

38,2 Prozent der Befragten waren bereit, ihre bevorzugten Maßnahmen und Vorschläge mittels hypothetischer Zahlung in den zweckgebundenen Fonds zu unterstützen. Die nicht zahlungsbereiten Befragten äußerten als Hauptgrund dafür, dass die Steuerlast bereits hoch genug sei und daher GI-Maßnahmen aus öffentlichen Mitteln finanziert werden sollten. Unter Berücksichtigung aller Befragten liegt die durchschnittliche jährliche Zahlungsbereitschaft bei 11,85 Euro. Wird nur der Anteil der zahlungsbereiten Interviewten betrachtet, fällt auf, dass alle Maßnahmenkategorien eine überdurchschnittlich hohe Zahlungsbereitschaft aufweisen (s. Tabelle 6). Das spricht dafür, dass Befragte, die Verbesserungswünsche haben, auch eher zahlungsbereit sind. Insbesondere für mehr Sitzmöglichkeiten und Wegeverbesserungsmaßnahmen sind die Zahlungsbereitschaften besonders hoch.

Tabelle 6: Zahlungsbereitschaften für Maßnahmenkategorien

Category	WTP
Path improvements	14.43€
City greening	13.27€
River renaturation	12.16€
Rest and sit possibilities	15.16€

Quelle: eigene Darstellung nach Wilker u. Rusche 2013

Um die Dimension der Zahlungsbereitschaft zu relativieren, wurde eine Kosten-Nutzen-Analyse durchgeführt, wobei die Gesamtkosten des neuen Radwegeteilstücks von 1 Million Euro als Referenz verwendet wurden. Im Zuge der Befragung wurden eine stichprobenartige Besucherzählung und anschließend eine -hochrechnung getätigt, welche zu dem Ergebnis kommen, dass 13.410 individuelle Nutzer mit einer durchschnittlichen Zahlungsbereitschaft von 11,85 Euro das Teilstück des Neckartalradweges pro Jahr nutzen. Dementsprechend entspräche das Budget des hypothetischen Fonds zur Finanzierung neuer GI-Projekte rund 160.000 Euro. Diese Summe wurde ins Verhältnis zu den Investitions- und Pflegekosten über einen Zeitraum von zehn Jahren unter

3. Publikationsbasierte Ergebnisse

Berücksichtigung eines Diskontierungssatzes von 3,5 Prozent für beide Posten gesetzt. Im Ergebnis zeigt sich, dass der monetäre Nutzen ca. 400.000 Euro über den Kosten läge. Jeder investierte Euro würde einen Mehrwert von 0,42 Euro generieren. Aufgrund solcher Informationen bietet die Kontingente Bewertungsmethode die Möglichkeit, auf die Rentabilität von GI-Projekten hinzuweisen. Auf diese Weise lässt sich die Wertschätzung der Gesellschaft für GI-Projekte beziffern und es können Argumente für weitere Projekte gefunden werden.

Der potenzielle Wert der Ergebnisse für die GI-Planung liegt außerdem in den qualitativen Informationen, die durch die Befragung gewonnen wurden. Hier lassen sich über die Präferenzen der Befragten wichtige Prioritäten für die zukünftige GI-Planung ableiten. So lässt sich aufgrund der Stichprobengröße zuverlässig festhalten, dass die Maßnahme der Umliegung und Umgestaltung des neuen Teilstücks des Neckartalradweges gut angenommen wurde und Maßnahmen ähnlicher Art stark nachgefragt und unterstützt würden. Schließlich lassen sich allen Maßnahmenkategorien überdurchschnittliche Zahlungsbereitschaften zuordnen. Dies könnte ein zusätzlicher Informationsgewinn für den Masterplan Landschaftspark Neckar sein und zu einer entsprechenden Schwerpunktsetzung führen: Die konkreten Vorschläge der Befragten lassen vermuten, dass mehr GI-Verbindungen mit Sitzmöglichkeiten am renaturierten Neckarufer zur Verbesserung der Konnektivität und Erhöhung der Aufenthaltsqualität nötig sind. Diese Wünsche scheinen vor dem Hintergrund der topografischen Gegebenheiten im Neckartal mit einer starken Konzentration von Nutzungen und daher oft fehlender landschaftlicher Konnektivität verständlich.

Der örtliche Planungsverband bestätigte, dass insbesondere die durch die Kontingente Bewertung gewonnenen qualitativen Informationen relevant seien. Grundsätzlich sei es auch von Bedeutung, dass der gesellschaftliche Wert ihrer Investitionen in die regionale GI beispielhaft durch eine wissenschaftliche Studie belegt wurde. Auf diese Weise habe man wichtige Argumente und eine Entscheidungsgrundlage für künftige Projekte dieser Art erhalten. Obwohl die qualitativen Ergebnisse der Studie geschätzt werden, scheinen allerdings Ressentiments und mangelnde Nachvollziehbarkeit gegenüber der ökonomischen Bewertung vorhanden zu sein.

3.2. Improving participation in green infrastructure planning

Wilker, J.; Rusche K.; Rymsa-Fitschen, C. 2016a: Improving Participation in Green Infrastructure Planning. In: Planning Practice and Research, 31, 3: 229-249 (s. Anhang B)

Dieser Artikel basiert auf Ergebnissen aus dem Interreg IVb-Projekt VALUE + – Valuing Attractive Landscapes in the Urban Economy Added. Die Autoren haben den Artikel gemeinsam konzipiert. Außer des dritten und fünften Kapitels ist der Artikel vom Autor dieser Arbeit verfasst worden (insg. ca. 49.500 Zeichen ohne Abbildungen).

Vor dem Hintergrund der zunehmenden Bedeutung von Partizipation bei der Planung und Umsetzung von GI untersucht dieser Beitrag die aktuelle Praxis der Akteursbeteiligung im Rahmen von GI-Projekten aus Sicht der Akteure, um Potenzial für Verbesserungen zu finden. Die *Ladder of citizen participation* von Arnstein (s. Kapitel 2.3.1.) wurde zu diesem Zweck von den Autoren weiterentwickelt und auf sechs verschiedene GI-Projekte in Belgien, Deutschland, den Niederlanden und Großbritannien zur Analyse der Partizipation angewandt. Dies geschah über Gruppeninterviews und -befragungen, in denen Kritik, Wünsche und Verbesserungsvorschläge hinsichtlich der Art,

3.2. Improving participation in green infrastructure planning

Intensität und des Zeitpunktes der Partizipation identifiziert wurden. Auf diese Weise wurden Verbesserungspotenziale und *Arnstein gaps* sichtbar und Erfolgsfaktoren für effiziente GI-Beteiligungsverfahren abgeleitet.

In Anlehnung an Luyet et al. (2012), aber grundlegend basierend auf der *Ladder of citizen participation*, definiert der Beitrag Partizipation über die fünf Stufen: Information, Konsultation, Kollaboration, Mitentscheidung und Ermächtigung (s. Tabelle 7). Je nach Anwendung können verschiedene Methoden bestimmte Partizipationsstufen erreichen. Als zusätzliche, horizontale Partizipationsebene berücksichtigt der Beitrag performative Ansätze. Sie können sich auf allen Partizipationsstufen wiederfinden und beschreiben die aktive, physische Beteiligung von Akteuren unter Zuhilfenahme von Materialien (vgl. Turnhout et al. 2010; Mackrodt u. Helbrecht 2013). Im Gegensatz zu den gängigen, kommunikativen Methoden wie Runden Tischen und Workshops, liegt der Fokus bei performativen Ansätzen auf der Gestaltung und Umsetzung vor Ort. Gerade für GI-Komponenten, die öffentlich zugänglich sind und Aktionsräume für unterschiedliche soziale Gruppen bieten, gewinnt performative Beteiligung an Bedeutung. Dabei wird sie als Ergänzung und nicht als Substitution für kommunikationsintensivere Methoden betrachtet.

Sämtliche Fallstudien aus den vier Ländern sind Teil einer GI und ihrer strategischen Planungsprozesse. Sie unterscheiden sich stark in Bezug auf Art und Umfang (s. Tabelle 7). Um die Partizipation in den GI-Fallstudien näher zu untersuchen, wurden Akteursbefragungen zu Partizipationsmethoden im Allgemeinen sowie Gruppendiskussionen zu den Beteiligungsansätzen in den jeweiligen Fallstudien unternommen. Im Rahmen der Akteursbefragungen wurden mittels eines Fragebogens die Beteiligungserfahrung der Befragten, ihre diesbezüglichen Wünsche für die Zukunft und ihre Einstellung zu unterstützenden Instrumenten wie sozialen Medien, Geoinformationssystemen und 3D-Visualisierungen erörtert. Die Gruppendiskussionen gliederten sich ebenfalls in drei Bereiche: bisheriger Partizipationsprozess, genutzte Methoden und Beteiligung daran sowie Zufriedenheit mit den bisherigen Ergebnissen. Beide Analyseschritte wurden für jede Fallstudie in einem Design durchgeführt, das einem Fokusgruppeninterview ähnelte. Die teilnehmenden Akteure wurden durch die Projektträger ausgewählt. Zur Analyse wurden die Ergebnisse beider Formate miteinander verglichen und im Falle einer Differenz zwischen erreichten und gewünschten Stufen der Partizipation mögliche Ursachen dafür diskutiert, um Aufschlüsse über mögliche fallstudien-spezifische *Arnstein gaps* (s. Kapitel 2.3.1.) zu erhalten.

Insgesamt wurden 50 Personen befragt, die anschließend an den Gruppeninterviews teilnahmen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Akteure der GI-Fallstudien über eine Reihe von Partizipationsmethoden beteiligt wurden, wobei Auswahl, Kombination und Tiefe der Partizipation fallspezifisch waren. Es lässt sich dennoch für alle Fallstudien festhalten, dass viele Akteure mit den angewandten Methoden zufrieden waren und sie gut bewerteten, besonders Workshops und Charrette-Verfahren waren beliebt. Die Akteure waren größtenteils mit vielen klassischen Methoden wie Runden Tischen und Workshops vertraut und hatten generell eine positive Einstellung zu ihnen, merkten jedoch an, dass die Einbeziehung von technischen Tools wie sozialen Medien und 3D-Visualisierungen durchaus erwünscht sei, da diese die Möglichkeiten zur Beteiligung erhöhten.

Tabelle 7: Fallstudien und ihre Partizipationsansätze

	Planungskontext	Projektbeschreibung	Methoden	Grad der Beteiligung				
				Information	Konsultation	Kollaboration	Mitentscheidung	Ermächtigung
Amersfoort	Masterplan "Groenblauwe Structuur" (grün-blaue Struktur)	Erweiterung eines Stadtparks auf einem ehemaligen Krankenhausareal	Soziale Medien Open Space Methode Besprechungen World Café Workshop					
Lüttich	Teil des Masterplans "City Project (2012-2022)"	Konversion einer ehemaligen Militär-festung in einen Stadtpark/-wald	Runder Tisch Soziale Medien Meinungsumfrage Ortsbegehung Charrette					
Brügge	Teil der 'flankierenden' Grünprojekte bei großen Infrastrukturmaßnahmen	Schaffung eines Grünkorridors entlang eines großen Infrastrukturprojekts	Interaktive Website Besprechung 'Talking with friends' Workshop Experten-Workshop					
Stuttgart	Masterplan Landschaftspark Fils	Entwicklung einer regionalen Industriekulturroute, um lokale Grünflächen und Industriedenkmäler zu verknüpfen	Berichte (Pressekampagne) Soziale Medien Besprechungen Symposium Ortsbegehung Workshops Runder Tisch					
Manchester	Manchester Climate Change Action Plan	Urban Gardening als Zwischennutzung von Brachflächen in einem sozial benachteiligten Stadtteil	Präsentation Soziale Medien Meinungsumfrage Ortsbegehung Runder Tisch Fokusgruppe Workshop Workshop ('local fun day')					
	Manchester Core Strategy							
Sheffield	South Yorkshire GI Strategy 'Breathing Spaces' program	Anlage eines Stadtparks auf einer Brache	Besprechungen Workshops					

Performative Partizipation

Legende:

Mögl. Beteiligungsgrad

Erreichter Beteiligungsgrad

Quelle: eigene Darstellung nach Wilker u. Rymsa-Fitschen 2015 und Wilker et al. 2016a

3.2. Improving participation in green infrastructure planning

Generell wurde oft angegeben, dass auf eine Kombination von Maßnahmen zur Beteiligung der relevanten Akteursgruppen Wert gelegt werde. Außerdem wünschten sich die Teilnehmenden eine kontinuierliche Beteiligung, die ihren Schwerpunkt nicht nur bei der Umsetzung hat, sondern auch in der vorhergehenden Entwurfsphase. Die Ergebnisse legen auch nahe, dass performative Beteiligungsansätze wertgeschätzt werden, da die Akteure, die an solchen teilnahmen, diese sehr positiv bewerteten. Akteure, die nicht an dieser Art von Formaten partizipierten, wünschten sich diese für zukünftige Projekte.

Die meisten Beteiligungsansätze einer Fallstudie gingen nicht über die Stufe der Konsultation oder Kollaboration hinaus und schöpften damit das Potenzial der Methoden nicht aus. Die Fallstudie in Amersfoort bildete eines der wenigen Beispiele, bei dem Akteure gleichberechtigt mit den Planern Entscheidungen initiieren und treffen konnten. Hier floss das lokale Wissen der Akteure als integraler Bestandteil in den Planungsprozess mit ein. Auch in Stuttgart sind Historiker von Anfang an hinzugezogen worden, um eine Industriekulturroute zu konzipieren.

Bezüglich des Zeitpunkts der Beteiligung im Planungsprozess unterscheiden sich die Ergebnisse erheblich. Während die Akteure zumeist in den späteren Planungsphasen besonders intensiv involviert waren, würden sie dies häufig lieber bereits zu einem deutlich früheren Zeitpunkt werden. Oft fanden hier aber lediglich Information und Konsultation statt. Partizipationsstufen wie Kollaboration und Mitentscheidung werden oft erst bei Design und Umsetzung erreicht. Hier lassen sich demnach *Arnstein gaps* identifizieren: Auch wenn nicht jeder Akteur zu einem frühen Zeitpunkt im Planungsprozess zu einem hohen Grade beteiligt werden will, sollte die Möglichkeit dazu prinzipiell jedem offen stehen.

Basierend auf den grundlegenden Ergebnissen aus den Fallstudien leitet der Beitrag folgende Prinzipien für die Partizipation bei GI-Projekten ab:

- Eine Mischung verschiedener, kontextbezogener Ansätze erhöht die Wahrscheinlichkeit, alle relevanten Akteure zu beteiligen.
- Frühzeitige Beteiligung gestattet es den Akteuren, ein Projekt von Anfang an mitzugestalten.
- Kontinuität von Partizipation ist wichtig, um die Akteursmotivation hoch zu halten und so eventuell Zeit und Kosten zu sparen.
- Offenheit für neue Tools wie E-Partizipation über soziale Medien, Geoinformationssysteme et cetera sollte vorhanden sein.
- Performative Partizipation hilft dabei, Akteure praxisnah zu beteiligen, besonders benachteiligte Gruppen.
- Ein hoher Beteiligungsgrad ermöglicht es den Akteuren, ein Projekt zu formen und verstärkt Verantwortungsgefühl und Akzeptanz. Gleichzeitig gibt er Planern Sicherheit und Rechtfertigung.

3.3. Applying ecosystem benefit valuation to inform quarry restoration planning

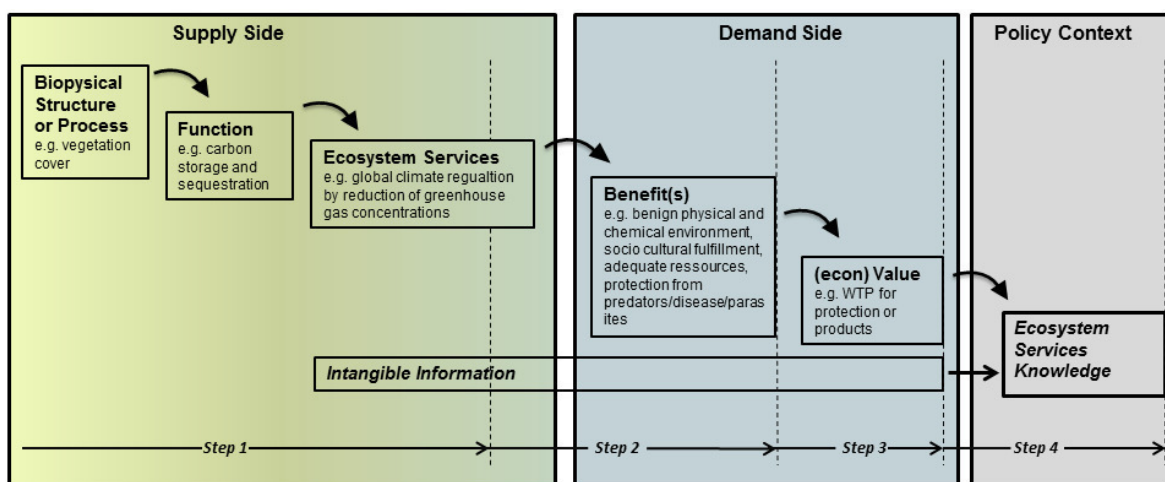
Wilker, J.; Rusche, K.; Benning, A.; MacDonald, M. A.; Blaen, P. 2016b: Applying ecosystem benefit valuation to inform quarry restoration planning. In: *Ecosystem Services*, 20: 44-55 (s. Anhang C)

Dieser Artikel basiert auf Ergebnissen aus dem Interreg IVb-Projekt RESTORE – Restoring mineral sites for biodiversity, people and the economy across North West Europe. Die vier erstgenannten Autoren haben den Artikel gemeinsam konzipiert. Außer den Kapiteln zwei, drei, vier und des ersten Unterkapitels von Kapitel fünf ist der Artikel vom Autor dieser Arbeit verfasst worden (insg. ca. 42.000 Zeichen ohne Abbildungen).

Der Beitrag untersucht die ÖSL und ÖSN von unterschiedlichen Rekultivierungsszenarien für Tagebauflächen. Die Nachnutzung von Tagebauflächen bietet viele Möglichkeiten, GI-Kerngebiete zu entwickeln, da dort meist einzigartige Standortbedingungen (z.B. hinsichtlich des Mikroklimas) herrschen. Informationen über (potenzielle) ÖSL und ÖSN dieser Flächen sind also relevant bei Überlegungen, wie Tagebauflächen rekultiviert werden sollen. Dieser Beitrag befasst sich am Beispiel von drei Tagebauflächen in den Niederlanden beziehungsweise Belgien mit der Ermittlung dieser Werte jeweils für die tatsächliche Rekultivierung sowie für eine Rekultivierungsalternative über einen integrierten ÖSN-Bewertungsansatz. Durch die Beschränkung auf relevante, ortsspezifische Informationen über ÖSN werden die Vorteile der Szenarien für Planer nachvollziehbar und eignen sich dazu, das ÖSW der Akteure zu verbessern.

Basierend auf der Grundlogik der *ÖSL-Kaskade* (s. Kapitel 2.2.1, Abbildung 2) ist es essenziell, eine große Bandbreite an ÖSL einem Set an ÖSN zuzuordnen, um diese bewerten zu können. Dies ist wichtig, um nicht nur die Angebotsseite (ÖSL) von Ökosystemen, sondern auch die Nachfrageseite (ÖSN) zu betrachten (s. Abbildung 5). Die ÖSN unterschiedlicher Rekultivierungsszenarien sind demnach zentraler Gegenstand der Bewertungsverfahren, die im Fokus dieses Beitrags stehen.

Abbildung 5: ÖSN- und ÖSW-Entstehungsprozess



Quelle: Wilker et al. 2016b nach Haines-Young u. Potschin 2010

3.3. Applying ecosystem benefit valuation to inform quarry restoration planning

Im ersten Schritt wurden mit Hilfe des Wissens der lokalen Akteure für jede Fallstudie zwei Rekultivierungsszenarien betrachtet: die tatsächliche Rekultivierung sowie eine fiktive Rekultivierung als angenommene Alternative. Für alle auf diese Weise entwickelten Szenarien wurden die ÖSL mittels der CICES-Klassifikation ermittelt. Im zweiten Schritt wurden die relevanten ÖSL herausgestellt, die näher untersucht wurden. Dies waren diejenigen ÖSL, deren Ausprägungen sich zwischen den Szenarien stark unterschieden und somit ihren Charakter bestimmten. Nur die relevanten ÖSL wurden quantifiziert und mit Preisinformationen belegt. Mengenangaben wurden selbstständig vor Ort erhoben (tatsächliche Rekultivierung) oder in Form von Sekundärdaten von anderen Orten übertragen (alternative Rekultivierung). Im dritten Schritt wurden den nun quantifizierten ÖSL der Rekultivierungsszenarien ÖSN zugeordnet, die mittels ökonomischer Bewertungsmethoden taxiert wurden (s. Kapitel 2.4.), um sie miteinander vergleichbar zu machen. Die Methode wurde je nach ortsspezifischem Kontext gewählt, wie dem aktuellen Status der Fläche hinsichtlich des Abbaus beziehungsweise der Rekultivierung. Der finale vierte Schritt fasste die bisher gewonnenen quantitativen, qualitativen und monetären Informationen zusammen. Diese wurden den Akteuren in angemessener Form zur Verfügung gestellt, um so deren ÖSW zu erweitern.

Das beschriebene Konzept wurde auf zwei Tagebauflächen in den Niederlanden und auf eine Tagebaufläche in Belgien angewandt (s. Tabelle 8). An einem Standort wird auf einer Teilfläche weiterhin Tagebau betrieben, bei den beiden anderen handelt es sich um ehemalige, bereits rekultivierte Abbaugebiete. Die Fallstudien unterscheiden sich zudem hinsichtlich Größe, Abbau-material und räumlichem Kontext. Fallstudie 1 ist ein Naturschutzgebiet mit beschränktem Zugang. Als alternative Rekultivierung wäre ein Waldgebiet mit Erholungsnutzung in Frage gekommen. Fallstudie 2 ist zum Teil ein Naturreservat, auf dem Rest der Fläche wird weiter Kalkstein abgebaut. Auf der ganzen Fläche ist ein in Teilen zugängliches Naturschutzgebiet geplant. Alternativ wurde die Entstehung eines Waldgebiets durch natürliche Sukzession behandelt. Fallstudie 3 ist ein Feuchtgebiet, welches stattdessen als Weideland zur Rinderbewirtschaftung gedient hätte. Basierend auf den ÖSL der zwei Rekultivierungsszenarien jeder Fläche werden ihre ÖSN einander gegenüber gestellt. Untersucht werden die ÖSN *gesunde physikalische und chemische Umwelt, sozio-kulturelle Erfüllung* und *Adäquate Ressourcen* (vgl. CICES 2013).

Tabelle 8: Charakteristika der untersuchten Fallstudien

Case Study	Location	Use	Current/ Planned state	Alternative state
1	Maastricht Region, NL	Former limestone quarry	Nature reserve with limited access	Recreational Woodland
2	Maastricht, NL	Former/ active limestone quarry	Nature reserve	Woodland with limited access
3	Blankenberge, BE	Former clay pit	Wetland without access	Meadows without access

Quelle: eigene Darstellung nach Wilker et al. 2016b

Durch die erhöhte Biomasse (Wald) ergäbe sich für das Alternativszenario von Fallstudie 1 ein deutlicher größerer jährlicher Fluss von CO₂-Equivalenten als für die aktuelle Nutzung als Naturschutzgebiet (s. Tabelle 9). Dies drückt sich monetär in einem Unterschied von ca. 25.000 Euro zu 9.300 Euro pro Jahr für den ÖSN *gesunde physikalische und chemische Umwelt* aus. Ein ähnliches Bild zeigt sich bei Fallstudie 2: Auch dort würde sich im alternativen Rekultivierungsszenario der

3. Publikationsbasierte Ergebnisse

Vegetationsbestand vergrößern, wobei hier der ÖSN durch das Alternativszenario mehr als dreimal so hoch wäre (ca. 82.000 Euro zu 24.000 Euro) als durch die aktuelle Rekultivierung. Bei Fallstudie 3 emittieren hingegen beide Nutzungen CO₂-Äquivalente. Dies liegt zum einen an dem jungen Schilf, was momentan auf der Fläche wächst sowie zum anderen an den Rindern und der Düngung der Weideflächen im Alternativszenario. Es entsteht ein negativer ÖSN von 1.100 Euro beziehungsweise 2.400 Euro pro Jahr.

Der ÖSN *sozio-kulturelle Erfüllung* wurde über die Anwendung befragungsbasierter ökonomischer Bewertungsmethoden, wie Reisekostenmethode (TCM) und Kontingente Bewertungsmethode (CVM), erhoben (s. Tabelle 9). Hier sind die Unterschiede zwischen den realen Nutzungen und den Szenarien am stärksten ausgeprägt. Für die meisten Befragten aller Fallstudien war das Naturerlebnis der Hauptgrund für ihren Besuch. Auch die Wahrnehmung von Landschaft und Landschaftsbild sowie Aktivitäten wie Spazierengehen und Radfahren waren wichtig. Es existieren also klare Bezüge zu ÖSL wie der *Existenz von seltenen Arten*, dem *erfahrungsbasierten Erleben von Pflanzen, Tieren und Landschaft* sowie der *physikalischen Nutzung der Landschaft* (vgl. CICES 2013). In allen Befragungen wurde deutlich, dass die Interviewten die aktuelle Rekultivierung als Naturreservat beziehungsweise Naturschutzgebiet den alternativen Szenarien deutlich vorzogen. Dementsprechend sind die Reisekosten beziehungsweise Zahlungsbereitschaften bei den aktuellen Rekultivierungen höher. Dies trifft ebenso auf die hochgerechneten Besucherzahlen zu, was sich bei der monetären Messung des ÖSN niederschlägt. Von den Befragten der Fallstudien 2 und 3 verweigerten die meisten Befragten eine Zahlung, da sie sich nicht dafür verantwortlich fühlten, die Kosten für Rekultivierung zu tragen.

Der ÖSN *Adäquate Ressourcen* ist nur beim alternativen Rekultivierungsszenario von Fallstudie 3 relevant, da er unter anderem durch den ÖSL *landwirtschaftliche Produktion* bedingt wird (vgl. CICES 2013). Zur Ermittlung der *landwirtschaftlichen Produktion* wurde die für die Region übliche Anzahl von durchschnittlich vier Rindern je Hektar zugrunde gelegt und der Netto-Profit von 650 Euro je Hektar herangezogen (s. Tabelle 9). Da 10 Hektar Grasland zur Beweidung nutzbar wären, ergäbe sich ein jährlicher ÖSN im Wert von 6.500 Euro.

Die ÖSN durch *sozio-kulturelle Erfüllung* sind bei den aktuellen Rekultivierungen deutlich höher als bei den Alternativszenarien. Die ÖSN der Alternativszenarien im Bereich *gesunde physikalische und chemische Umwelt* bei den Fallstudien 1 und 2 sind jedoch höher als im aktuellen Rekultivierungszustand. Möglicherweise wären daher Kompromisslösungen aus natürlicher Sukzession und aktiven Naturschutzmaßnahmen, wie der Pflege durch eine Naturschutzorganisation, wünschenswert. Dass die Befragten die Rekultivierung zu Zwecken des Naturschutzes begrüßten, auch wenn dies mit Restriktionen wie einem eingeschränktem Zugang einhergeht, scheint auf ein bestehendes Verständnis dafür hinzudeuten. Außerdem wurden womöglich die ästhetischen Wirkungen einer rekultivierten, gepflegten Tagebaulandschaft von den Befragten stärker wertgeschätzt als diejenigen einer natürlichen Sukzessions- oder produktiven Agrarlandschaft.

Tabelle 9: ÖSN-Bewertung der rekultivierten Flächen und ihrer Szenarien

Case study	Socio-cultural fulfilment						Benign physical and chemical environment		Adequate resources (based on farm data)	
	Method and survey	Visitor estimates		Current/ planned	Alternative	Relevant ES values	Current/planned	Alternative	Current/ planned	Alter- native
		Current/ planned	Alter- native							
1	TCM; Face-to-face interviews on site in March and April 2014; n = 103	Single visits/yr: 9,250	Single visits/yr: 7,233	Travel costs about EUR 56,500/year	Travel costs about EUR 44,200/year	aesthetics, experiential use and existence	<i>Net GHG sequestration/year:</i> 321 ± 239 tCO ₂ eq/yr <i>valued at</i> 12,520 ± 9308 EUR/yr	<i>Net GHG sequestration/year:</i> 727 ± 654 tCO ₂ eq/yr; <i>valued at</i> 28,361 ± 25525 EUR/yr	Not relevant	Not relevant
2	CVM; Online survey, Sept. to November 2014; n = 67	N/A	N/A	EUR 6.84 mean WTP/visitor	EUR 0.79 mean WTP/visitor	experiential use, existence and physical use	<i>Net GHG sequestration/year:</i> 690 ± 621 tCO ₂ eq/yr; <i>valued at</i> 26,910 ± 24219 EUR/yr	<i>Net GHG sequestration/year:</i> 2,430 ± 2187 tCO ₂ eq/yr; <i>valued at</i> 94770 ± 82,293 EUR/yr	Not relevant	Not relevant
3	CVM; Face-to-face interviews on site and at local visitor centre in Sept. to Nov. 2014; n = 69	Single visits/yr: 415	Single visits/yr: 155	EUR 14.92 mean WTP/visitor	EUR 1.11 mean WTP/visitor	physical use (cycling), experiential use and existence	<i>Net GHG sequestration/year*:</i> -0.7 ± 29 tCO ₂ eq/yr; <i>valued at</i> -27 ± 1139 EUR/yr	<i>Net GHG sequestration/year:</i> -37 ± 62 tCO ₂ eq/yr; <i>valued at</i> 1443 ± 2417 EUR/yr	EUR 0	EUR 6,500

Quelle: eigene Darstellung nach Wilker et al. 2016b

3. Publikationsbasierte Ergebnisse

Allerdings lassen sich mit der untersuchten Anzahl an Fallstudien lediglich Indizien für zukünftige Rekultivierungsprojekte festhalten. Ebenso wichtig wie die quantitativen und qualitativen Ergebnisse der Fallstudien hinsichtlich der ÖSN ist der Versuch, über diese das ÖSW über rekultivierte Tagebauflächen zu verbessern und so die Werte der Natur für die Gesellschaft herauszustellen. Dies geschieht über die Bereitstellung relevanter Informationen wie monetärer Vergleichswerte und empirischer Daten. Diese Arten von Informationen lassen sowohl eine konzeptionelle als auch eine strategische Nutzung von ÖSW zu. Für alle beteiligten Akteure, mit denen die Fallstudien erarbeitet und die Untersuchungen durchgeführt wurden, genauso wie für die Befragten hat sich die ÖSW-Basis erweitert und könnte konzeptionell genutzt werden. Die monetären Ergebnisse lassen sich insbesondere strategisch dazu nutzen, die umgesetzten Rekultivierungsformen politisch und planerisch zu rechtfertigen. Die qualitativen Ergebnisse helfen dabei, bei der Planung zukünftiger Rekultivierungsprojekte für bestimmte Maßnahmen zu argumentieren.

3.4. Practical opportunities for the management of city parks through integration of economic valuation: Contingent valuation for improvements of Dortmund's Westpark

Wilker, J.; Gruehn, D. 2017: The Potential of Contingent Valuation for Planning Practice: The Example of Dortmund's Westpark. In: Raumforschung und Raumordnung - Spatial Research and Planning, 1: 1-15 (s. Anhang D)

Dieser Artikel basiert auf Ergebnissen aus der Diplomarbeit des Autors mit dem Titel "Grün-Anlage – Was ist uns Stadtgrün wert? Ökonomische Bewertung des Westparks in Dortmund", die im Jahr 2010 bei der Fakultät Raumplanung der Technischen Universität Dortmund eingereicht wurde. Die Autoren haben den Artikel gemeinsam konzipiert. Der Artikel ist vom Autor dieser Arbeit unter Beratung des Mitautors verfasst worden (insg. ca. 66.000 Zeichen ohne Abbildungen).

Dieser Beitrag untersucht am Beispiel des Dortmunder Westparks die praktischen Möglichkeiten, die die Kontingente Bewertungsmethode für das Management von Grünflächen bieten kann. Mittels einer Zahlungs- und Arbeitsbereitschaftsbefragung wird erforscht, wie die Parkbesucher bestimmte Verbesserungsmaßnahmen bewerten und was mögliche Einflussfaktoren ihrer Entscheidungen sind. Die ermittelte Zahlungs- und Arbeitsbereitschaft ist Indiz für die hohe gesellschaftliche Wertschätzung, die Menschen Verbesserungen von GI-Komponenten zukommen lassen. Vor dem Hintergrund der anhaltenden wissenschaftlichen Diskussion um die Integration ökonomischer Bewertungsergebnisse in die planerische Entscheidungsfindung, wird exemplarisch ein Ansatz zum Transfer der erlangten Informationen in das Grünflächenmanagement vorgestellt.

Der Westpark liegt in der westlichen, hoch verdichteten Innenstadt von Dortmund. Der Stadtteil weist wenige Grünflächen auf und gilt als sozial benachteiligt (ehemaliges Stadtumbau West-Gebiet). Die großen Rasenflächen des Parks, der alte Baumbestand, Gehölzsäume und vereinzelte Grabsteine lassen auf seine Vergangenheit als Friedhof schließen. Es sind Freizeit- und Erholungsinfrastrukturen wie Spielplätze, Joggingstrecke, Boulebahn und Bänke vorhanden. Zur näheren Untersuchung der Situation im Park wurden Ortsbegehungen und Experteninterviews durchgeführt sowie Treffen der lokalen Arbeitsgruppe besucht. Der Park ist einem hohen Nutzungsdruck

3.4. Practical opportunities for the management of city parks through integration of economic valuation: Contingent valuation for improvements of Dortmund's Westpark

ausgesetzt und Probleme wie Vermüllung, Vandalismus und Drogenverkauf und -konsum sind alltäglich. Die Stadt versucht durch häufige Entleerung der Mülleimer, Auslichten der Vegetation sowie Präsenz von Ordnungskräften dagegen vorzugehen. Doch die kommunalen Mittel sind begrenzt und Investitionen, die über die ca. 130.000 Euro Instandhaltungs- und Pflegekosten pro Jahr hinausgehen, sind kaum zu leisten.

Die Anwendung der Kontingenten Bewertungsmethode im Westpark entsprach den in Kapitel 2.4.3. vorgestellten Prinzipien. Den Kern der eigentlichen Befragung bildete wie bei der Kontingenten Bewertung üblich die hypothetische Marktsituation. Aufbauend auf den identifizierten Problemen im Westpark konnten Befragte Präferenzen für Maßnahmen in bis zu zwei Bereichen aus den Kategorien *Sicherheit*, *Sauberkeit*, *landschaftliche Pflege* sowie *Gestaltung und Möblierung* nennen. Anschließend war eine Schärfung der Wünsche über die Nennung von konkreten Maßnahmen möglich. Danach wurden die Befragten nach ihrer Zahlungsbereitschaft (WTPgen) und bei positiver Antwort unter Zuhilfenahme einer Zahlkarte in einer offenen Frage zu deren Höhe (WTPabs) interviewt. Waren die Befragten nicht zahlungswillig, wurde ihre Bereitschaft abgefragt, freiwillige Arbeitsstunden zu leisten (WTWgen), deren Anzahl (WTWabs) ebenfalls in einer offenen Frage eruiert wurde.

Der Großteil der 148 Befragten äußerte Präferenzen für Verbesserungsmaßnahmen. Am beliebtesten war *Gestaltung und Möblierung* vor *Sauberkeit* und *Sicherheit*. *Landschaftliche Pflege* wurde kaum gewählt. Passend zu diesen Ergebnissen wurden auch die meisten konkreten Vorschläge für eine bessere *Gestaltung und Möblierung* gemacht. Beispiele sind hier neue/sanierte Spielplätze und mehr Bänke. Zur Erhöhung der *Sauberkeit* sind mehr Mülleimer und verstärkte Müllsamm lung sowie für mehr *Sicherheit* Sicherheitspersonal und mehr Laternen genannt worden.

40 Prozent der Befragten waren bereit für ihre Wünsche zu zahlen, weitere 14 Prozent freiwillige Arbeit zu leisten. Die durchschnittliche Höhe der Zahlungsbereitschaft der Zahlungswilligen beträgt 20 Euro, die Zahlungsbereitschaft aller Befragter liegt bei 9,09 Euro pro Jahr. Die durchschnittliche Höhe der Arbeitsbereitschaft der Arbeitswilligen beziffert sich auf 9 Stunden pro Monat beziehungsweise 1,62 Stunden für alle Interviewten. Ähnliche Studien, wie die von Klaphake und Meyerhoff (2003) sowie Matz (2006), erzielen hinsichtlich der Zahlungsbereitschaft vergleichbare Resultate, hinsichtlich der Arbeitsbereitschaft jedoch höhere Werte. Besonders zahlungs- und/oder arbeitswillig zeigten sich die Befragten für Maßnahmen der *Gestaltung und Möblierung*. Während die Zahlungsbereitschaft für Maßnahmen der Kategorien *Sicherheit* und *landschaftliche Pflege* niedriger ist, liegt die Höhe der Zahlungsbereitschaft für letztere Kategorie im Durchschnitt. Die Arbeitsbereitschaft und ihre Höhe unterscheiden sich nur marginal zwischen den Kategorien und damit vom Durchschnitt. Lediglich zur besseren *Sauberkeit* des Parks mochten die Befragten weniger beitragen.

Mögliche Zusammenhänge zwischen der Zahlungs- und Arbeitsbereitschaft und anderen Variablen wurden auf der Basis von Kreuztabellen mithilfe von Korrelationskoeffizienten untersucht. So besteht ein positiv signifikanter Zusammenhang geringer Ausprägung zwischen der Zahlungsbereitschaft und der Dauer des Aufenthalts im Park sowie der Nutzung zum Grillen (s. Tabelle 10). Personen, die sich kaum im Park aufhalten und ihn nur zum Queren nutzen, waren dagegen eher nicht zahlungswillig und würden signifikant weniger zahlen als andere Nutzer. Anders als die zahlungsbereiten Befragten suchen letztere den Park nicht aufgrund seines vielfältigen Angebots auf. Interessant ist auch, dass die zahlungswilligen Befragten tendenziell nicht bereit waren für die

3. Publikationsbasierte Ergebnisse

Erhöhung der Sicherheit zu zahlen und auch weniger zahlen würden. Sie fühlen sich aber signifikant sicherer im Park. Möglicherweise wird ein gewisses Sicherheitsniveau erwartet oder die Befragten sahen dafür keinen erhöhten Bedarf, weil sie sich sicher fühlen. Hinsichtlich der Arbeitsbereitschaft fällt auf, dass Befragte, die den Park als sauber empfanden, signifikant eher arbeitsbereit waren. Vielleicht würde ein saubererer Park diese Tendenz noch verstärken. Männer waren signifikant eher bereit als Frauen, Verbesserungen im Park zu unterstützen. Die Stichprobe ist repräsentativ für Westparkbesucher, da jeweils eine ähnliche Anzahl Männer (70) und Frauen (78) befragt wurden. Dieses Verhältnis entspricht dem des Stadtbezirks und der Gesamtstadt. Somit bietet die Studie wichtige Informationen für die weitere planerische Entwicklung des Parks.

Tabelle 10: Einflussfaktoren der Zahlungs- und Arbeitsbereitschaft

	Length of stay	Reason: Barbeque	Reason: Transit	Statement: Westpark is clean	Statement: I feel safe	Improvement: Security	Gender
WTPgen	0.277**	0.174*	-0.196*		0.201*	-0.316**	0.188*
WTPabs	0.273**		-0.229**		0.202*	-0.338**	0.183*
WTWgen				0.233*			0.220*
WTWabs							

**correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed) *correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed)

Quelle: Wilker u. Gruehn 2017

Um die Relation der Zahlungs- und Arbeitsbereitschaft einzuschätzen, wurden zunächst die jährlichen Nutzer des Parks auf Grundlage einer stichprobenartigen Besucherzählung hochgerechnet. Für diese Hochrechnung dienten die Besuchshäufigkeiten der Befragten in Form der Anzahl der monatlichen Besuche als Grundlage. Diese Zahl wurde mit den jeweiligen durchschnittlichen Werten der Zahlungsbereitschaft und Arbeitsbereitschaft multipliziert. Somit ergeben sich eine Zahlungsbereitschaft in Höhe von rund 245.000 Euro pro Jahr sowie eine Arbeitsbereitschaft von ungefähr 16.000 Stunden pro Jahr. Um die Ergebnisse zu einer Summe zusammenfassen zu können, wurden die Kosten für eine Arbeitsstunde auf 4,75 Euro festgelegt. Schlussendlich beliefen sich damit das Budget des Fonds auf ca. 321.000 Euro.

Um die Praxisnähe der Ergebnisse der Kontingenten Bewertung aufzuzeigen, wurden anschließend Maßnahmen mit Bezug zum hypothetischen Budget des Fonds für Investitionen in den Westpark zur Umsetzung vorgeschlagen. Bezugnehmend auf die identifizierten Handlungsbedarfe und die Wünsche der Befragten sollte insbesondere in die *Gestaltung und Möblierung* des Parks investiert werden (s. Tabelle 11). Gut die Hälfte des Budgets wäre bereits durch die Sanierung der Spielplätze aufgebraucht, was vor dem Hintergrund der gewünschten Attraktivitätssteigerung des Parks für Familien und Kinder lohnenswert scheint. Außerdem sollten zusätzliche Bänke und größere Mülleimer installiert werden. Ergänzend könnten niedrigschwellige Beschäftigungsmaßnahmen zur Sammlung von Müll implementiert werden. Auch wenn dieser Vorschlag mit den Präferenzen hinsichtlich der Arbeitsbereitschaft der Befragten nicht übereinstimmt, böte ein derartiges Programm die Möglichkeit, Arbeitsstellen zu schaffen und gleichzeitig den Park sauberer zu halten. Für mehr *Sicherheit* waren nur Wenige bereit zu zahlen oder zu arbeiten, doch aufgrund der Kriminalität im Park sollten mehr robuste Laternen installiert werden, um Angsträumen entgegenzuwirken.

3.4. Practical opportunities for the management of city parks through integration of economic valuation: Contingent valuation for improvements of Dortmund's Westpark

Tabelle 11: Vorgeschlagene Verbesserungsmaßnahmen

Improvement area	Proposal	Amount	Costs in €
Design and furniture	Playground refurbishment	2	160,000
	Park benches	10	6,500
Cleanliness	Waste bins	15	9,000
	Cleaning staff through job creation scheme		76,000
Security	Lights	15	30,000*
Maintenance			(130,000)
Total			281,500

* without installation

Quelle: Wilker u. Gruehn 2017

Die skizzierten Überlegungen sind hypothetischer Natur. Dennoch verdeutlichen sie anschaulich, welche wichtigen Informationen über die Kontingente Bewertungsmethode für Planer bereitgestellt werden können und wie hoch die gesellschaftliche Wertschätzung für GI-Maßnahmen sein kann. Gerade der Aspekt der Arbeitsbereitschaft kann als besonderes Potenzial für die Zukunft von GI-Projekten und deren Instandhaltung gesehen werden, stellt er doch die konkrete Bereitschaft der Gesellschaft zur Mithilfe exemplarisch dar. Insbesondere für Partizipationsprozesse, vor allem in sozial benachteiligten Stadtteilen, sind hier Anknüpfungspunkte zu sehen. Die Bezifferung des monetären Wertes von Verbesserungsmaßnahmen ist eher aus strategischen Gesichtspunkten interessant, um Entscheidungsträger mittels greifbarer Ergebnisse vom hohen gesellschaftlichen Wert von GI zu überzeugen und so stärkere Argumente für Investitionen zu haben.

4. Diskussion

In diesem Kapitel werden die publikationsbasierten Ergebnisse im Kontext des Forschungsbedarfes und der Zielsetzung der Arbeit (s. Kapitel 2.5.) diskutiert. Es wird eruiert, inwieweit ökonomische Bewertung und Partizipation durch die Generierung von ÖSW das Bewusstsein für GI und ÖSL in der Gesellschaft erhöhen und so GI-bezogene Planung fördern können. Die Grenzen des Beitrags, den die Arbeit hier leisten kann und der weitere Forschungsbedarf werden aufgezeigt. Abschließend wird auf aktuelle Entwicklungen und Herausforderungen für die GI-Planung in Deutschland eingegangen.

4.1. Die Bedeutung von ökonomischer Bewertung und Partizipation

Die Arbeit möchte aufzeigen, welche Rolle ökonomische Bewertung und Partizipation im Rahmen einer ökosystembezogenen GI-Planung zu deren Förderung spielen können. Insbesondere die Stärkung des Bewusstseins für die ÖSL und ÖSN von GI durch ein höheres ÖSW in der Bevölkerung und bei Experten ist hier relevant, um so den gesellschaftlichen Einsatz und die Akzeptanz von Investitionen in GI zu fördern. Dies adressiert die Arbeit, indem sie exemplarisch Wege zur Schaffung und Verbreitung von ÖSW in quantitativer (monetärer) und qualitativer Form im Sinne des ÖSN- und ÖSW-Entstehungsprozesses aufzeigt und untersucht (s. Abbildung 5). Die Arbeit geht davon aus, dass ein gutes Verständnis von GI und ÖSL sowie ÖSN in der Gesellschaft essenziell für die Erhaltung und Entwicklung von GI ist (s. Abbildung 4). Um dies zu erreichen, müssen allerdings auch die verschiedenen betroffenen Akteursgruppen an der ökosystembasierten GI-Planung und somit der Bildung von ÖSW partizipieren, um dieses konzeptionell, strategisch und instrumentell nutzen zu können.

Zur Generierung von ÖSW weist die Arbeit Ergebnisse über die Funktionen, Leistungen und Nutzen von GI-Komponenten nach. Dies geschieht über die Bereitstellung qualitativer Informationen im Rahmen von ökonomischen Bewertungsmethoden, die Aussagen dazu zulassen, wie ein Stadtpark, ein Radweg entlang eines Flusses oder rekultivierte Tagebauflächen genutzt und empfunden werden sowie wie sie seitens der Nutzer gern genutzt werden würden. Aufgrund ihres partizipativen Charakters können befragungsbasierte ökonomische Bewertungsmethoden entscheidende, nutzerorientierte Informationen hinsichtlich ÖSW sowohl für die lokale Bevölkerung als auch für Planer liefern. Handlungsbedarfe hinsichtlich einzelner GI-Komponenten und ihrer ÖSL werden durch die angewandten Methoden konkret und unter Berücksichtigung der Nutzer aufgezeigt. Außerdem wird sowohl die Wertschätzung der Nutzer für bestimmte ÖSN der genannten GI-Kerne und GI-Verbindungen als auch für mögliche Aufwertungen dieser quantitativ abgebildet. Die Zahlungs- und Arbeitsbereitschaften zeigen exemplarisch auf, wie hoch die Wertschätzung der Gesellschaft für bestimmte ÖSN von GI-Komponenten ist. Dazu müssen den Interviewten diese Wertigkeiten aber auch erläutert werden.

Ein weiterer wichtiger Aspekt ist, dass sich die Prioritäten der Befragten hinsichtlich Verbesserungen und damit verbundenen Investitionen nachvollziehen lassen. Über statistische Auswertungen der Ergebnisse können, wie am Beispiel der Nutzer des Westparks aufgezeigt, sogar Schlüsse zu den Entscheidungsdeterminanten der Befragten gezogen werden. Es zeigt sich zudem, dass der (monetäre) Nutzen durch Verbesserungen, wie beim Teilstück des Neckartalradweges und im Westpark, die Kosten deutlich überschreitet. Im Falle der rekultivierten Tagebauflächen wird

4.1. Die Bedeutung von ökonomischer Bewertung und Partizipation

deutlich, dass dort ebenfalls durch naturnahe Rekultivierung höhere Nutzenwerte erzielt werden als bei naturferneren Szenarien. Das beweist die breite Akzeptanz und die Wertschätzung der Befragten für Aufwertungen von GI-Komponenten, die im Einklang mit der Natur stehen. Es sticht heraus, dass die Befragten Ansprüche an GI und ihre ÖSL haben, doch häufig auch bereit sind, für Verbesserungen einen Beitrag zu leisten.

Die Nachvollziehbarkeit und Akzeptanz ökonomischer Bewertungsergebnisse in der Planungspraxis ist jedoch problematisch: Oft erscheinen wissenschaftliche Komplexität und praktischer Nutzen schwer vereinbar. Im Falle der Kontingenten Bewertung des Teilstück des Neckartalradweges zeigte sich beispielsweise, dass die Regionalplaner deutlich mehr Interesse an den qualitativen Ergebnissen hatten als an den quantitativen, obwohl die Zahlungsbereitschaft richtigerweise als Instrument zur Messung der Wertschätzung und Priorisierung der Maßnahmenkategorien verstanden wurde. Für sie war insbesondere von Bedeutung, dass die Maßnahmen eine hohe gesellschaftliche Wertschätzung erfahren, was sie als hilfreich für die zukünftige Umsetzung des Masterplan Landschaftspark Neckar einstufen. Um Ergebnisse ökonomischer Bewertungen Praktikern zugänglicher zu machen und damit wichtiges ÖSW zu stiften, sollte ihre methodische Komplexität reduziert und ihre Präsentation nutzerfreundlich gestaltet werden. Beispielsweise sollte die Durchführung der Bewertungsmethode gemeinsam mit Akteursgruppen in Workshops oder Fokusgruppeninterviews vorbereitet und die Resultate diskutiert und rückgekoppelt werden.

Bei den angewandten ökonomischen Bewertungsmethoden im Rahmen der Arbeit wurde mit einer Vielzahl von Akteuren zusammengearbeitet, die unterschiedliche fachliche Hintergründe aufwiesen. Durch die Kooperation der Akteure bei der Entwicklung der Methoden sowie deren Anwendung und der Vermittlung der Ergebnisse wurden Expertenwissen und lokales Wissen miteinander kombiniert. Im Fall des Neckartalradweges, welcher eine regionalbedeutsame GI-Verbindung darstellt, wurde sowohl bei der Konzeption des Fragebogens als auch bei der Durchführung der Befragung und dessen Auswertung eng mit dem örtlichen Regionalplanungsverband kooperiert, der für die Konzeption des Masterplan Landschaftspark Neckar und des Neckartalradweges verantwortlich ist. Es wurden knapp 1.000 Nutzer interviewt, die alle persönlich zum Nachdenken über die positiven Folgen von Investitionen in die örtliche GI und zum Erörtern ihrer diesbezüglichen Wünsche ermutigt wurden. Ähnlich wurde bei der Studie zur Ermittlung der ÖSN rekultivierter Tagebauflächen gearbeitet, wo neben den zuständigen Planern sowie Vertretern von Umwelt- und Naturschutzbehörden auch Akteure wie Betreiber, lokale Naturschutzverbände und natürlich die Befragten direkt involviert waren. Nur so waren die Identifizierung der ÖSL und ihrer Nutzen, die Entwicklung der Szenarien sowie eine standortspezifische Bewertung möglich. Teilweise wurden hier sowohl den Akteuren als auch den Interviewten neue Sichtweisen auf rekultivierte Tagebauflächen vermittelt und so deren hoher ökologischer und gesellschaftlicher Wert bewusst gemacht.

Zusätzlich lassen sich mittels Hochrechnungen, Kosten-Nutzen-Analysen und Vergleichen mit anderen Szenarien und Echtzeitwerten mögliche Anwendungsoptionen veranschaulichen. Auf diese Weise wird für Planung und Politik nachvollziehbar und relativierend dargestellt, dass Investitionen in GI zugunsten der Entwicklung von ÖSL lohnenswert sind, wenn sie natur- und nutzerorientiert und somit zielgerichtet auf die vorhandenen Bedarfe ausgerichtet sind. Außerdem wird die Dimension der durch Aufwertung der ÖSL einer GI-Komponente gewonnenen ÖSN

4. Diskussion

verdeutlicht und durch ihre Monetarisierung greifbarer. Die Einbeziehung der planungsrelevanten Akteure ist demnach ebenso wichtig wie die Einbeziehung der lokalen Nutzer.

Durch die Anwendung verschiedener ökonomischer Bewertungsmethoden auf unterschiedliche GI-Komponenten wurde das ÖSW aller Beteiligten deutlich erhöht und insbesondere eine Nutzung des ÖSW im konzeptionellen und strategischen Sinne ermöglicht. Eine konzeptionelle Nutzung ist möglich, weil wichtige, insbesondere qualitative, Informationen gewonnen wurden, die eine hohe Relevanz für die Planungspraxis haben. Darunter fallen beispielsweise das Wissen über die Aktivitäten der Befragten sowie ihre Wünsche hinsichtlich Verbesserungen des Neckartalradesweges und des Westparks, die klare Handlungsbedarfe und deren potenzielle Lösungen aufzeigen. Die Werte der Zahlungs- und Arbeitsbereitschaft lassen dazu eine Priorisierung von Verbesserungsmaßnahmen zu. Dies erlaubt eine strategische Nutzung von ÖSW. Zusätzlich ermöglicht das Format einer befragungsbasierten ökonomischen Bewertung, Bürger zu beteiligen und so GI-Maßnahmen planerisch zu rechtfertigen. In Form monetärer Werte werden dazu ökonomische Argumente für die Politik geschaffen. Vor dem Hintergrund begrenzter kommunaler Budgets sind hier entscheidende neue Gründe generierbar, um GI-Komponenten zu schützen und zu entwickeln. Gleichzeitig wird auch das ÖSW von Entscheidungsträgern verbessert und so andere Sicht- und Denkweisen auf politischer Ebene hinsichtlich GI gefördert. Die instrumentelle Nutzung von ÖSW wird zwar oft angestrebt, aber selten erreicht; dies sollte kurzfristig auch gar nicht das Ziel sein. Der erste Schritt auf dem Weg in diese Richtung muss aber das Umdenken der Akteure sein, und dafür sind die konzeptionelle und strategische Nutzung von ÖSW elementar. Beide Nutzungsarten erhalten durch die publikationsbasierten Ergebnisse eine breitere Basis.

Wie eine gemeinsame Entwicklung von ÖSW mit Bezug zu GI-Komponenten gelingen kann und Akteure effizient in die GI-Planung miteinbezogen werden können, diskutiert die Arbeit mithilfe der Analyse von GI-Fallstudien aus Belgien, Deutschland, Großbritannien und den Niederlanden. Auf Basis der Ergebnisse wurden Partizipationsleitlinien abgeleitet. Auch wenn die untersuchten Partizipationsprozesse durch eine hohe Vielfalt der Fallstudien und jeweiligen Planungskontexte gekennzeichnet waren – von der Entwicklung von Parkanlagen in den Niederlanden und Belgien bis hin zu einer kulturhistorischen Route mit regionaler Bedeutsamkeit in Deutschland – ließen sich Gemeinsamkeiten feststellen. So ist es für die zukünftige Planung von GI wichtig zu erfahren, dass kommunikative Beteiligungsmethoden wie Workshops und Runde Tische durchaus beliebt sind, allerdings die Einbeziehung von technischen Tools wie sozialen Medien und 3D-Visualisierungen durchaus erwünscht ist und die Möglichkeiten zur kontinuierlichen Beteiligung erhöhen würde. Auch praxisnahe Ansätze mit performativem Charakter sind in Kombination mit anderen Methoden hoch angesehen und erwünscht. Demnach scheint das Potenzial dieser Methoden durch die räumliche Erfahrbarkeit von GI-Komponenten zur lokalen ÖSW-Gewinnung äußerst hoch zu sein.

Die Möglichkeiten der ÖSW-Nutzung durch die beteiligten Akteure steigen mit dem Beteiligungsgrad. Insbesondere die Kerngruppe in Amersfoort konnte in hohem Maße davon profitieren, dass die Akteure dazu befähigt wurden, gleichberechtigt mit den Planern Entscheidungen zu initiieren und zu treffen. Das lokale Wissen der Akteure war somit integraler Bestandteil des Planungsprozesses. Ein hoher Beteiligungsgrad und die Anwendung einer Vielzahl an Methoden bergen jedoch auch das Risiko, den Planungsprozess sehr langwierig, ressourcen- und kommunikationsintensiv werden zu lassen. Dazu kommt die Schwierigkeit, die Beteiligung und den damit verbundenen

4.2. Weiterer Forschungsbedarf

Informationsfluss zwischen den Akteuren über den Zeitraum des Planungsprozesses aufrecht zu erhalten. Geschieht dies nicht, werden Erwartungen der Akteure nach Fortschritten schnell enttäuscht und ihre Motivation zur Beteiligung sinkt. Dies stellt vor dem Hintergrund finanzieller und personeller Einsparungen auf Seiten der Planung, insbesondere in Grünflächen- und Umweltämtern, eine besondere Herausforderung dar. Hier gilt es für Planer je nach Kontext abzuwägen und den passenden Partizipationsansatz für jede Akteursgruppe zum richtigen Zeitpunkt zu finden. Diesbezüglich zeigt die Arbeit anhand von *Arnstein gaps* auf, wo Optimierungsbedarfe bestehen und somit ÖSW-Generierung und -Nutzung verbesserungswürdig sind. Dies trifft insbesondere auch auf den Zeitpunkt der Beteiligung im Planungsprozess zu, da sich herausstellt hat, dass Akteure zumeist zu spät und auf einer zu niedrigen Stufe beteiligt werden und die Möglichkeiten zu ÖSW-Gewinnung und -Nutzung dadurch eingeschränkt sind.

Für viele Aufgabenstellungen erscheint insofern eine Mischung verschiedener, frühansetzender Partizipationsformate, die einen hohen Beteiligungsgrad ermöglichen und einen starken Praxisbezug zu GI-Komponenten aufweisen, am besten geeignet, um alle relevanten Akteure zu beteiligen. Wie über ökonomische Bewertungsansätze, die den Wert grüner Infrastruktur messbar machen, kann ein stärkeres Bewusstsein für GI und seine ÖSN in Planung, Politik und Zivilgesellschaft geschaffen werden (s. Abbildung 4). Beide Ansätze eignen sich (zusammen) dazu, unterschiedliche Arten von ÖSW über die direkte Einbeziehung der Nutzer und Profiteure von GI-Komponenten zu generieren. Sowohl partizipative Methoden als auch ökonomische Bewertungsmethoden sollten folglich als Instrumente in der Planung stärker verankert werden, um die Potenziale zur Weiterentwicklung von GI zu erkennen und auszuschöpfen.

4.2. Weiterer Forschungsbedarf

Die Arbeit erweitert den Stand der Forschung zur Anwendung von ökonomischen Bewertungsmethoden und betont insbesondere deren Fähigkeit zur Generierung von ÖSW für die GI-Planung sowie deren partizipativen Charakter. Auf eine systematische Implementierung ökonomischer Bewertungsmethoden und ihrer Ergebnisse in die Planung geht die Arbeit allerdings nicht ein, im Fokus stehen fallstudien-spezifische Ansätze. Der Beitrag der Arbeit liegt also schwerpunktmäßig darin, das Potenzial ökonomischer Bewertungsmethoden und die damit verbundene Chance zur Vermittlung von ÖSW an die Beteiligten aufzuzeigen. Der Frage, welche Akteure wie und zu welchem Grad eingebunden werden sollten, wird in diesem Kontext ebenfalls nachgegangen, da GI-Komponenten und ihre ÖSL alle Menschen betreffen und geeignete Räume für performative Partizipationsansätze bieten, die viele Akteursgruppen ansprechen. Die Arbeit zeigt anhand der Fallstudien, wie Partizipation im Rahmen der GI-Planung aus Akteurssicht ablaufen kann und wo Verbesserungsbedarf besteht. Die Forschungslandschaft bietet eine große Menge an Literatur zum Thema Partizipation, doch Studien mit Bezug zu GI sind selten und sollten verstärkt durchgeführt werden. Dabei muss berücksichtigt werden, dass GI und ÖSL eine spezielle Art der Beteiligung benötigen und dafür aber auch besondere Möglichkeiten bieten. Wie können maßgeschneiderte, kontextspezifische Ansätze aussehen, um die relevanten Akteure bestmöglich zu beteiligen? Und in welcher Kombination bewähren sich Methoden der ökonomischen Bewertung und Partizipation auch vor dem Hintergrund abnehmender finanzieller und personeller Ressourcen auf Seiten der Planung?

4. Diskussion

Wie das während der GI-Planung erworbene ÖSW für die praktische Planung und Umsetzung genutzt wird, ist ebenfalls nicht Bestandteil der Arbeit. Durch die gewonnenen publikationsbasierten Ergebnisse wird jedoch eine Grundlage zu dessen Nutzung geschaffen. Wie und auf welche Art ÖSW eingesetzt wird, ist stark von dem Moment abhängig, ab welchem es zur Verfügung steht. Aufgabe der Planung und Politik ist es, verschiedene Quellen und Arten von ÖSW zu berücksichtigen. Dabei spielt der Weg, wie ÖSW generiert, kommuniziert und präsentiert wird, eine wichtige Rolle und kann seine Nutzung fördern oder einschränken (vgl. Turnpenny et al. 2014; Jordan u. Russell 2014). Insofern sind Untersuchungen zur konzeptionellen, strategischen und instrumentalen Nutzung von ÖSW, insbesondere fußend auf den Ergebnissen von ökonomischen Bewertungsmethoden und Partizipationsansätzen, zwingend erforderlich. Einerseits kann so nachgewiesen werden, inwieweit das Potenzial solcher Ansätze wirklich genutzt werden kann und welche Auswirkungen die Nutzung hat, andererseits können die Anforderungen an die Nutzung angepasst werden. Welche Folgen haben die starke und unterschiedliche Nutzung von ÖSW für die lokale GI und deren ÖSL? Werden GI-Komponenten und ihre ÖSL aufgrund besseren Wissens nachweislich über sie stärker geschätzt und möglicherweise direkt gefördert, entwickelt und instandgehalten? Hat in der lokalen Bevölkerung eine Bewusstseinsveränderung zugunsten der Natur und GI stattgefunden?

Letztendlich spielt vor diesem Hintergrund auch die mögliche Verankerung von GI- und ÖSL-Konzept in der verbindlichen Planung eine wichtige Rolle. Nur so können beide auch auf (kommunal-) politischer Ebene verstanden und gleichberechtigt zu anderen Planungen gesehen werden. Wie und mit welchen Instrumenten ist eine solche Verankerung sinnvoll?

4.3. Aktuelle Entwicklungen in Deutschland

Wie das GI-Konzept mit seinen Prinzipien in Deutschland in Zukunft interpretiert und gelebt wird, hängt stark von den Beteiligten ab. GI impliziert in der Theorie die Beteiligung gleichberechtigter Akteure. Diese Akteure beeinflussen die Ausrichtung von GI und der jeweiligen GI-Komponenten. In der Realität werden aufgrund der Flexibilität des Konzeptes immer gewisse Gewichtungen vorhanden sein. Diese werden meist den Stadt- und Landschaftsplanern überlassen, die mit dem Problem der Unklarheit von GI auf der konzeptionellen Ebene und in der Umsetzung konfrontiert sind. Wie alle Vorgänge in der Planung basiert auch GI auf dem Prinzip der Abwägung von Prioritäten (vgl. Benedict u. McMahon 2006). Eine ökologische, ökosystembasierte Grundausrichtung scheint jedoch unabdingbar, um die Basis für funktionierende Ökosysteme, deren Leistungen und schließlich deren Nutzen zu schaffen (s. Kapitel 2.2.1.). Nur so können die Möglichkeiten des GI-Konzeptes für die Gesellschaft ausgeschöpft und ein Gleichgewicht zwischen ökologischen und sozio-ökonomischen Belangen geschaffen werden.

Die Vielschichtigkeit von GI und die fehlende Klarheit seiner Definition sind hier Risiko und große Stärke des Konzeptes zugleich. Es könnten sich unterschiedliche Verständnisse in Theorie und Praxis entwickeln. GI darf nicht nur eine 'grüne Kulisse' ohne ökologischen Wert sein. Das würde eintreten, wenn die ursprünglich ökologische Grundausrichtung zu wenig Berücksichtigung fände. So könnten tatsächlich die Ökosysteme leiden und ökologische Werte, die sich nicht mit sozio-ökonomischen Ansprüchen in Einklang bringen lassen, verloren gehen (vgl. Wright 2011). Auch deswegen sollte das ÖSL-Konzept zwingender Bestandteil jeder GI sein. Andernfalls ist genauso das Risiko vorhanden, dass die Planung das GI-Label nutzt, aber weiterhin ausschließlich die klas-

4.3. Aktuelle Entwicklungen in Deutschland

sischen grün- und freiraumplanerischen Zielsetzungen verfolgt wie bisher und Stadtgrün einfach mit GI gleichsetzt, was dem konzeptionellen Ansatz von GI nicht gerecht werden würde. Diesbezüglich haben Artmann et al. (2017) erstmalig am Beispiel des Landschaftsplans der Stadt Dresden, welcher ein engmaschiges Netz aus Grün- und Freiflächen vorsieht, untersucht, inwieweit er den Prinzipien von GI- und ÖSL-Konzept folgt (s. Kapitel 2.1.2. u. 2.2.1.). Sie fanden heraus, dass der Landschaftsplan diese in Teilen durchaus berücksichtigt, jedoch ein ganzheitliches Verständnis fehlt, das grüne und graue Infrastruktur integriert betrachtet.

Eine aktuelle Online-Befragung schwerpunktmäßig kommunaler Vertreter aus Grünverwaltung sowie Stadtplanung und -entwicklung im Auftrag des Bundesinstituts für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR) aus dem Jahr 2016 zu urbanen Freiräumen in Deutschland bestätigt die genannten Probleme und die Zurückhaltung gegenüber GI und dem ÖSL-Konzept, zeigt aber auch neue Trends (vgl. BBSR 2016). Mangelnde kommunale Budgets und zu geringe Personalausstattung sind entscheidende Hemmnisse dafür, GI in der Planung zu etablieren. Die Vermittlung der Werte der Natur und die Stärkung deren politischer Bedeutung werden aber als wichtig angesehen. GI gilt als der bedeutendste Themenschwerpunkt für die zukünftige Freiraumentwicklung in den Städten, wohingegen ÖSL und der ökonomische Wert von Freiräumen nur von bis zu 50 Prozent der Befragten als relevant angesehen werden. Die frühzeitige Einbindung der Akteure vor Ort wird als sehr wichtig bewertet. Dies verdeutlicht, dass das Potenzial von GI zwar gesehen, GI aber nicht direkt mit dem ÖSL-Konzept in Verbindung gebracht wird, obwohl beide unabdingbar miteinander verknüpft sind. Das Erfordernis, dieses Verständnis zu etablieren und das ÖSL-Konzept stärker in der Planung zu verankern, scheint also nach wie vor zu bestehen. Dass der ökonomische Wert von Freiräumen nicht als wichtig erachtet wird, deutet ebenfalls darauf hin, dass die Grundideen des ÖSL-Konzeptes und der ökonomischen Bewertung von ÖSL beziehungsweise ÖSN bisher keinen Eingang in die Planung gefunden haben. Das Verständnis für den ökonomischen und gesellschaftlichen Wert von Freiräumen scheint demnach auf deren Bodenwert und das Inventar beschränkt zu sein, was dem eigentlichen Wert von GI-Komponenten nicht annähernd gerecht wird, wie die Arbeit aufzeigt.

Trotz der vielschichtigen Grundlagen und Hintergründe, die es in Deutschland mit Bezug zum Thema GI gibt, ist das Verständnis von GI und ÖSL noch dabei sich zu entwickeln (vgl. Mell et al. 2017). Aktuell hat diese Entwicklung an Schwung gewonnen: Die Initiative *Grün in der Stadt* auf Bundesebene (vgl. BMUB 2015) berücksichtigte GI bereits explizit in ihrem 2015 publizierten Grünbuch, fokussierte aber auf die GI-Komponenten und weniger auf die konzeptionelle Ebene. Das auf dem Grünbuch basierende Weißbuch ist im Mai 2017 erschienen (vgl. BMUB 2017). Es erläutert die auch dieser Arbeit zugrundeliegende Problemstellung hinsichtlich des Stadtgrüns und nennt in zehn Themenfeldern wichtige Bereiche, in denen zur Entwicklung des Stadtgrüns Handlungsbedarf besteht. Diesbezüglich gibt es konkrete Handlungsempfehlungen und Umsetzungsmöglichkeiten für mehr Grün in den Städten. Das Weißbuch wurde auf Basis eines breiten Kooperationsprozesses erarbeitet und in den Handlungsfeldern finden sich viele Hinweise auf die Prinzipien der GI (Integration, Kooperation, Multifunktionalität, Mehrräumlichkeit, Konnektivität), die stärker verfolgt werden sollen. Auch die Förderung von GI-Konzepten soll angegangen werden.

Der Bericht *Ökosystemleistungen in der Stadt – Gesundheit schützen und Lebensqualität erhöhen* der deutschen TEEB-Gruppe gibt einen Überblick über ÖSL in der Stadt und deren ökonomische

4. Diskussion

Bedeutung (Naturkapital Deutschland – TEEB DE 2016). Er enthält auch Vorschläge zur besseren Berücksichtigung der ÖSL in Entscheidungsprozessen.

Das *Bundeskonzept Grüne Infrastruktur* ist im Frühjahr 2017 erschienen und dient „in erster Linie zur Qualifizierung aller raumrelevanten Planungen des Bundes aus Naturschutzsicht. Es bündelt vorliegende Fachkonzepte des Naturschutzes auf Bundesebene für diese Zwecke, greift die Initiative der Europäischen Kommission zur grünen Infrastruktur auf und stellt damit wichtige Umweltinformationen bereit“ (BfN 2017a: 7). Damit stellt das Konzept die naturschutzfachlichen Grundlagen für die Bundesebene mit Bezug zum Konzept der ÖSL zur Umsetzung der EU-Biodiversitätsstrategie dar (s. Kapitel 2.1.1.) und bildet einen Rahmen für die folgenden Ebenen, indem es die Bestandteile und Funktionen der GI Deutschlands benennt. Darauf aufbauend hat das BfN (2017b) die Broschüre *Urbane Grüne Infrastruktur* vorgelegt. Darin werden, basierend auf der Schilderung des auch in dieser Arbeit vermittelten Verständnisses von GI, schrittweise von der Bestimmung der Ziele und Flächenkulisse über die Prinzipien der Planung bis hin zu konkreten Instrumenten Hinweise für die kommunale Praxis zur Etablierung von GI-Konzepten und -Maßnahmen gegeben (vgl. BfN 2017b). Die typischen Prinzipien von GI finden sich in der Broschüre wieder und werden in allen Schritten bis zur Identifizierung passender Maßnahmen eines GI-Konzeptes mitgedacht. Mögliche Verknüpfungen mit anderen (Fach-)Strategien werden aufgezeigt und die Berücksichtigung von ÖSL sowie biologischer Vielfalt wird sowohl bei der Analyse der GI-Komponenten zur Erfassung der Bedarfe als auch bei der Maßnahmenentwicklung nachdrücklich empfohlen. Außerdem werden Instrumente aus Freiraumplanung und Naturschutz, Stadtplanung und anderen Fachplanungen erläutert, die helfen können, GI zu entwickeln sowie Förder- und Finanzierungsmöglichkeiten aufgezeigt. Schlussendlich wird auf die Wichtigkeit interdisziplinärer Zusammenarbeit der Akteure und die Bedeutung der Beteiligung der Bevölkerung über formelle Verfahren hinaus hingewiesen (vgl. BfN 2017b). Das Programm *Zukunft Grün* ist ebenso beschlossen und ermöglicht eine stärkere Schwerpunktsetzung im Sinne der GI im Rahmen der Städtebauförderung (vgl. BMUB 2017).

In Nordrhein-Westfalen bietet der Projektauftrag *Grüne Infrastruktur NRW* seit 2016 Kommunen und kommunalen Zusammenschlüssen die Möglichkeit, sich mittels integrierter Handlungskonzepte um eine Förderung zu bewerben (vgl. Ministerium für Klima, Umwelt, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen 2016). Die Zielsetzung besteht darin, GI insbesondere dazu zu nutzen, über die strategische Aufwertung von ÖSL die Situation in benachteiligten Stadtteilen zu verbessern und soziale Prävention beispielsweise über Umweltbildung zu ermöglichen.

Insbesondere aufgrund der jüngsten Entwicklungen ist zu hoffen, dass sich der Verständnisbildungsprozess von GI auf regionaler und kommunaler Ebene fortsetzt. Dazu wird es jedoch nötig sein, dass neben der Umsetzung einzelner Maßnahmen auch die Erstellung von GI-Konzepten gefördert wird. Diese sollten zwingend den GI-Prinzipien folgen und das ÖSL-Konzept berücksichtigen. Ein weiterer wichtiger Baustein sollte die formelle und informelle Implementierung in die Planungspraxis sein, um Gleichberechtigung zu anderen Planungen zu schaffen und eine integrierte Sichtweise zu ermöglichen. Denkbar wäre es, die beschriebenen GI-Pläne oder Konzepte auf kommunaler Ebene als verpflichtend durchzusetzen. Die Konzepte sollten strategische Vorgaben und Maßnahmen für die gesamte Kommune beinhalten und mit Konzepten anderer Fachbereiche, wie Naturschutz, Klimaschutz und -anpassung, Stadtentwicklung, Bauleitplanung und Mobilität, verzahnt sein.

4.3. Aktuelle Entwicklungen in Deutschland

5. Literaturverzeichnis

- Ahern, J. 2007: Green infrastructure for cities: The spatial dimension. In: Novotny, V. und Brown, P. (eds.): Cities for the Future: towards integrated sustainable water and landscape management. London: IWA Publishing, 267-283
- Albrechts, L.; Balducci, A. 2013: Practicing Strategic Planning: In Search of Critical Features to Explain the Strategic Character of Plans. In: *disP - The Planning Review*, 49, 3: 16-27
- Arnstein, S. R. 1969: A Ladder of Citizen Participation. In: *Journal of the American Institute of Planners*, 35, 4: 216–224
- Artmann, M.; Bastians, O.; Grunewald, K. 2017: Using the concepts of green infrastructure and ecosystem services to specify leitbilder for compact and green cities. In: *Sustainability*, 2017, 198: 1-27
- Bailey, K.; Grossardt, T. 2010: Toward Structured Public Involvement: Justice, Geography and Collaborative Geospatial/ Geovisual Decision Support Systems. In: *Annals of the Association of American Geographers*, 100, 1: 57–86
- Bateman; I.J.; Georgina, M. M.; Fezzi, C.; Atkinson, G.; Turner, K. 2011: Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments. In: *Environmental and Resource Economics*, 48: 177-218
- Beatley, T. 2000: *Green Urbanism: Learning from European Cities*. Washington, DC: Island Press
- Benedict, M. A.; McMahon, E. T. 2002: *Green Infrastructure: Smart Conservation for the 21st Century*. *Sprawl Watch Clearinghouse Monograph Series*. Washington, DC: The Conservation Fund
- Benedict, M. A.; McMahon, E. T. 2006: *Green Infrastructure: Linking Landscapes and Communities*. *Urban Land* (Vol. June). Washington, DC: Island Press
- Boyd, J.; Banzhaf, S. 2007: What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. In: *Ecological Economics*, 63: 616-626
- Brämer, R.; Koll, H.; Schild, H.-J. 2016: 7. Jugendreport Natur 2016: Erste Ergebnisse: Natur Nebenbrosache? Abgerufen von www.baglob.de/ueber/Jugendreport2016_web_final.pdf (zugegriffen am 28.10.2016)
- Bundesamt für Bau-, Stadt-, und Raumforschung (BBSR) (Hg.) 2016: *Urbane Freiräume. Qualifizierung, Rückgewinnung und Sicherung urbaner Frei- und Grünräume. Auswertung der Online-Befragung. Kurzfassung, Stand Juni 2016*. Abgerufen von <http://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/FP/ReFo/Staedtebau/2015/UrbaneFreiraume/01-Start.html?nn=438822¬First=true&docId=1186132> (zugegriffen am 14.01.2017)
- Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hg.) 2017a: *Bundeskonzept Grüne Infrastruktur. Grundlagen des Naturschutzes zu Planungen des Bundes, Stand März 2017*. Abgerufen von www.bfn.de/bkgi.html (zugegriffen am 22.03.2017)
- Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hg.) 2017b: *Urbane Grüne Infrastruktur. Grundlage für attraktive und zukunftsfähige Städte. Hinweis für die kommunale Praxis*. Abgerufen von www.bfn.de/0321_veroe.html (zugegriffen am 14.06.2017)

5. Literaturverzeichnis

- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) 2007: Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Abgerufen von www.bfn.de/0304_biodivstrategie-nationale.html (zugegriffen am 09.07.2017)
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (Hg.) 2015: Grün in der Stadt - Für eine lebenswerte Zukunft: Grünbuch Stadtgrün. 1.Auflage, Stand Mai 2015. Bonn: Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (Hg.) 2017: Grün in der Stadt - Für eine lebenswerte Zukunft: Weißbuch Stadtgrün. 1.Auflage, Stand April 2017. Bonn: Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung
- Cansier, D. 1996: Umweltökonomie. 2. neubearb. Aufl. Stuttgart: Lucius und Lucius
- Carson, R. T.; Flores, N. E.; Meade, N. F. 2001: Contingent Valuation: Controversies and Evidence. In: *Environmental and Resource Economics*, 19: 173-210
- Cerar, A. 2014: From Reaction to Initiative: Potentials of Contributive Participation. In: *Urbani Izziv*, 25, 1: 93-106
- Chan, K. M. A.; Guerry, A.D.; Balvanera, P.; Klain, S. et al. 2012: Where are Cultural and Social in Ecosystem Services? A Framework for Constructive Engagement. In: *BioScience*, 62, 4: 744-756
- Christie, M. 1999: An Assessment of the Economic Effectiveness of Recreation Policy using Contingent Valuation. In: *Environmental Planning and Management*, 42, 4: 547-564
- Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) Version 4.3, January 2013. Abgerufen unter <http://cices.eu/> (zugegriffen am 16.04.2015)
- Condera, M.; Del Baggio, A.; Seeland, K.; Moretti, M. et al. 2015: Residents' preferences and use of urban and peri-urban green spaces in a Swiss mountainous region of the Southern Alps. In: *Urban Forestry and Urban Greening*, 2015, 14: 139-147
- Costa, C.S. 2007: Ökonomische Argumente für eine Grünflächenentwicklung. In: *Stadt und Grün*, 56, 2: 13-19
- Cowell, R.; Lennon, M. 2014: The utilization of environmental knowledge in land use planning: drawing lessons for an ecosystem services approach. In: *Environment and Planning C: Government and Policy*, 32: 263-282
- Daily, G. C.; Polasky, S.; Goldstein, J.; Kareiva, P. M. et al. 2009: Ecosystem services in decision making: time to deliver. In: *Frontiers in Ecology and Environment*, 7, 1: 21-28
- Daniel, T. C.; Muhar, A.; Arnberger, A.; Aznar, O. et al. 2012a: Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 109, 23: 8812-8819
- Daniel, T. C.; Muhar, A.; Aznar, O.; Boyd, J. W. et al. 2012b: Reply to Kirchhoff: Cultural values and ecosystem services. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 109, 46: E3147
- Damigos, D.; Kaliampakos, D. 2003: Assessing the benefit of reclaiming urban quarries: A CVM analysis. In: *Landscape and Urban Planning*, 64, 4: 249-258

5. Literaturverzeichnis

- Davies, C.; Macfarlane, R.; McGloin, C.; Roe, M. 2006: Green Infrastructure Planning Guide. An-field Plain: North East Community Forest
- Davoudi, S. 2013: On Securitization of Nature. In: *disP - The Planning Review*, 49, 4: 4-5
- de Groot, R. S.; Wilson, M. A.; Boumans, R. M. J. 2002: A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. In: *Ecological Economics*, 2002, 41: 393-408
- de Groot, R. S.; Alkemade, R.; Braat, L.; Hein, L. et al. 2010: Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. In: *Ecological Complexity*, 7:260-272
- De Ridder, K.; Adamec, V.; Banuelos, A.; Bruse, M. et al. 2004: An integrated methodology to assess the benefits of urban green space. In: *Science of the Total Environment*, 2004, 334-335: 489-497
- DG [Development Group] Environment 2012: The Multifunctionality of Green Infrastructure. Science for Environmental Policy In-Depth Reports 03/2012. European Commission, DG Environment.
- Drobnik, J.; Finck, P.; Riecken, U. 2013: Die Bedeutung von Korridoren im Hinblick auf die Umsetzung des länderübergreifenden Biotopverbunds in Deutschland. BfN-Skripten 346, 2013. Bonn - Bad Godesberg: BfN
- Douglas, I.; Ravetz, J. 2011: Urban ecology: the bigger picture. In: Niemelä, J.; Breuste., J.H.; Gunterpergen, G. et al. (eds): *Urban Ecology: Patterns, Processes, and Applications*. Oxford: University Press, 246-262
- Elsasser, P. 1996: Der Erholungswert des Waldes: Monetäre Bewertung der Erholungsleistung ausgewählter Wälder in Deutschland. Frankfurt am Main: Sauerländer
- Elsasser, P.; Meyerhoff, J.; Montagné, C.; Stenger, A. 2009: A bibliography and database on forest benefit valuation studies from Austria, France, Germany, and Switzerland: A possible base for a concerted European approach. In: *Journal of Forest Economics*, 15: 93-107
- Eser, U. 2016: Das Konzept der Ökosystemdienstleistungen: Ein Brückenschlag zwischen Ökologie, Ökonomie und Naturschutz. In: *Natur und Landschaft*, 2016, 91, 9/10, 470-475
- EU-Kommission 2008 (Hg.): Guide to Cost-Benefit Analysis of investment projects. Structural Funds, Cohesion Fund and Instrument for Pre-Accession. Abgerufen unter http://ec.europa.eu/regional_policy/sources/docgener/guides/cost/guide2008_en.pdf (zugegriffen am 15.10.2012)
- EU-Kommission 2013 (Hg.): Grüne Infrastruktur (GI) – Aufwertung des europäischen Naturkapitals. Abgerufen unter http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:d41348f2-01d5-4abe-b817-4c73e6f1b2df.0012.03/DOC_1&format=PDF (zugegriffen am 12.10.2016)
- EEA [European Environment Agency] 2011: Green infrastructure and territorial cohesion: The concept of green infrastructure and its integration into policies using monitoring systems. EEA Technical report 18/2011. Luxembourg: Publications Office of the European Union

5. Literaturverzeichnis

- Faehnle, M. 2014: Collaborative planning of urban green infrastructure - need, quality, evaluation and design. Academic Dissertation, University of Helsinki, Department of Geosciences and Geography, Helsinki.
- Faehnle, M.; Bäcklund, P.; Tyrväinen, L.; Niemelä, J. et al. 2014: How can Residents' Experiences inform Planning of Urban Green Infrastructure? Case Finland. In: *Landscape and Urban Planning*, 130: 171–183
- Fichter, M. 2010: The view of the Commission's Regional Policy Directorate General on Green Infrastructure. In: European Commission (Hg.): *Green Infrastructure Implementation. Proceedings of the European Commission Conference 19 November 2010, Brussels, Belgium*, 23-34
- Fisher, B.; Turner, R. K.; Morling, P. 2009: Defining and classifying ecosystem services for decision making. In: *Ecological Economics*, 68:643-653
- Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), zuletzt geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 30. Juni 2017 (BGBl. I S. 2193)
- Gill, S. E.; Handley, J. F.; Ennos, A. R.; Pauleit, S. 2007: Adapting cities for climate change: The role of the green infrastructure. In: *Built Environment*, 33: 115–133
- Gobster, P. H.; Nassauer, J. I.; Terry, D. C.; Fry, G. 2007: The shared landscape: what does aesthetics have to do with ecology? In: *Landscape Ecology*, 2007, 22: 959-972
- Greenspace 2005: Greenspace Project. Final report. January 2005.
- Gronemann, S.; Hampicke, U. 1998: Die Monetarisierung der Natur: Möglichkeiten, Grenzen und Methoden. In: Weise, P. et al. (Hg.): *Nachhaltigkeit in der ökonomischen Theorie*. Frankfurt a.M.: Campusverlag, 164-207
- Gruehn, D. 2006: Bedeutung von Freiräumen und Grünflächen für den Wert von Grundstücken und Immobilien. Endbericht. ARC-sys-Berichte 0090.
- Haines-Young, R.; Potschin, M. 2010: The Links Between Biodiversity, Ecosystem Services and Human Well-Being. In: Raffaelli, D.; Frid, C. (Eds.): *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. BES ecological reviews series. Cambridge: Cambridge University Press (CUP)
- Haines-Young, R.; Potschin, M. 2014: The ecosystem approach as a framework for understanding knowledge utilisation. In: *Environment and Planning C: Government and Policy*, 2014, 32: 301-319
- Hanley, N.; Barbier, E. B. 2013: *Pricing Nature: Cost-Benefit Analysis Environmental Policy*. Cheltenham: Elgar
- Hansen, R.; Pauleit, S. 2014: From Multifunctionality to Multiple Ecosystem Services? A Conceptual Framework for Multifunctionality in Green Infrastructure Planning for Urban Areas. In: *Ambio*, 43, 4: 516-529
- Hattam, C.; Atkins, J.P.; Beaumont, N.; Börger, T. et al. 2015: Marine ecosystem services: Linking indicators to their classification. In: *Ecological Indicators*, 49: 61-75

5. Literaturverzeichnis

- Healey, P. 1992a: A planners day: Knowledge and action in communicative practice. In: Journal of the American Planning Association, 58, 1: 9-20
- Healey, P. 1992b: Planning through Debate: The Communicative Turn in Planning Theory. In: The Town Planning Review, 63, 2, 143-162
- Healey, P.; Khakee, A.; Motte, A.; Needham, B. 1997: Making Strategic Spatial Plans: Innovation in Europe. London: UCL Press
- Healey, P. 2008: In Search of the 'Strategic' in Spatial Strategy Making. In: Planning Theory and Practice, 10, 4: 439-457
- Hehn, C.; Heiland, S.; Hokema, D. 2015: Grüne Infrastruktur: Ein Gewinn für Landschafts- und Freiraumplanung? In: Landschaftsarchitekten, 2015, 2: 4-5
- Hoffmann, A.; Gruehn, D. (Hg.) 2010: Bedeutung von Freiräumen und Grünflächen in deutschen Groß- und Mittelstädten für den Wert von Grundstücken und Immobilien. Februar 2010, LLP-report 010, Technische Universität Dortmund. Dortmund: Univ.-Prof.Dr.-Ing. Dietwald Gruehn
- Horwood, K. 2011: Green infrastructure: Reconciling urban green space and regional economic development: Lessons learnt from experience in England 's north-west region. In: Local Environment: The International Journal of Justice and Sustainability, 16: 37-41
- Innes, J. E.; Booher, D. E. 2013: Communicative planning theory and the critiques overcoming dividing discourses. Paper presented in 'AESOP/ ACSP 5th Joint Congress – Planning for Resilient Cities and Regions', July 15-19, 2013, University Collegen Dublin, Ireland
- James, P.; Tzoulas, K.; Adams, M. D.; Barber, A. et al. 2009: Towards an integrated understanding of green space in the European built environment. In: Urban Forestry and Urban Greening, 8, 2: 65-75
- Jilkova, J.,; Holländer, R.; Kochmann, L.; Slavik, J. et al. 2010: Economic Valuation of Environmental Resources and its Use in Local Policy Decision-Making: A Comparative Czech-German Border Study. In: Comparative Policy Analysis, 12, 3, 299-309
- Johnston, R. J.; Rosenberger, R. S. 2010: Methods, trends and controversies in contemporary benefit transfer. In: Economic Surveys 24, 3:479-510
- Jordan, A.; Russel, D. 2014: Embedding the concept of ecosystem services? The utilization of ecological knowledge in different policy venues. In: Environment and Planning C: Government and Policy, 32: 192-207
- Klaphake, A.; Meyerhoff, J. 2003: Der ökonomische Wert städtischer Freiräume. In: Raumforschung und Raumordnung, 61, 1-2: 107-117
- Konijnendijk, C. C.; Nilsson, K.; Randrup, T. B.; Schipperijn, J. (eds.) 2005: Urban forests and trees: A reference book. Berlin, Heidelberg: Springer
- Kula, E. 1994: Economics of natural resources, the environment and policies. Second Edition. Heidelberg: Springer

5. Literaturverzeichnis

- Laforteza, R.; Davies, C.; Sanesi, G.; Konijnendijk C. C. 2013: Green Infrastructure as a Tool to Support Spatial Planning in European Urban Regions. In : *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 6: 102–108
- Landscape Institute 2009: Green infrastructure: connected and multifunctional landscapes. Landscape Institute Position statement. April 2009.
- Larondelle, N.; Haase, D. 2012: Valuing post-mining landscapes using an ecosystem services approach: An example from Germany. In: *Ecological Indicators*, 18: 567-574
- Leitao, A.B.; Miller, J.; Ahern, J.; McGarigal, K. 2006: *Measuring Landscapes: A Planner's Handbook*. Washington, DC: Island Press
- Lennon, M.; Scott, M. J. 2014: Delivering ecosystem services via spatial planning: reviewing the possibilities and implications of a green infrastructure approach. In: *Town Planning Review*, 85, 5: 1-16
- Liebe, U.; Meyerhoff, J. 2005: Die monetäre Bewertung kollektiver Umweltgüter: Theoretische Grundlagen, Methoden und Probleme. Working Paper on Management in Environmental Planning, 13/2015. Berlin: Technische Universität Berlin
- Llausàs, A.; Roe, M. 2012: Green Infrastructure Planning: Cross-National Analysis between the North East of England (UK) and Catalonia (Spain). In: *European Planning Studies*, 20, 4, 641–663
- Loomis, J. B. 2014: Economic Valuation: Concepts and Empirical Methods. In: Fischer, M. M.; Nijkamp, J. (eds.): *Handbook of Regional Science*, 973-992
- Loschwitz-Himmel, G. 2016: Der Platz, das Gefühl und wir: Die neue Raumdeutung. In: *Garten und Landschaft*, 2016, 5: 12-17
- Luther, M.; Gruehn, D.; Kenneweg, H. 2002: Die Bedeutung von Freiräumen und Grünflächen für den Wert von Grundstücken und Immobilien. Forschungsprojekt im Auftrag der GALK-DST. Zwischenbericht. Berlin: Förderverein LLN.
- Luyet, V.; Schlaepfer, R.; Parlange, M. B.; Buttler, A. 2012: A Framework to implement Stakeholder Participation in Environmental Projects. In: *Environmental Management*, 111: 213–219
- Lyytimäki, J.; Kjelruf Petersen, L.; Normander, B.; Bezák, P. 2008: Nature as a nuisance? Ecosystem services and disservices to urban lifestyle. In: *Environmental Sciences*, 5, 3: 161–172
- Mackrodt, U.; Helbrecht, I. 2013: Performative Bürgerbeteiligung als neue Form kooperativer Freiraumplanung. In: *disP - The Planning Review*, 49, 4: 14–24
- Maes, J.; Egoh, B.; Willemen, L.; Liqueste, C. et al. 2012: Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. In: *Ecosystem Services* 1, 1: 31-39
- Maes, J.; Teller, A.; Erhard, M.; Liqueste, C. et al. 2013: Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Luxembourg: Publications office of the European Union

5. Literaturverzeichnis

- Maier, C.; Lindner, T.; Winkel, G. 2014: Stakeholders' Perceptions of Participation in Forest Policy: A Case Study from Baden-Württemberg. In: *Land Use Policy*, 39: 166–176
- Matz, K. 2006: Was ist ein Stadtpark wert? Ökonomische Bewertung des Görlitzer Parks mit einer Zahlungsbereitschaftsanalyse. *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung*, 128. Berlin: Technische Universität Berlin
- Mazza, L.; Bennett, G.; De Nocker, L.; Gantioler, S. et al. 2011: Green Infrastructure Implementation and Efficiency. Final Report for the European Commission DG Environment on Contract ENVB2SER20100059. London: Institute for European Environmental Policy
- McConnell, V.; Walls, M. 2005: The value of open space: evidence from studies of nonmarket benefits. Washington, DC: Resources for the Future
- McKenzie, E.; Posner, S.; Tillmann, P.; Bernhardt J. R. et al 2014: Understanding the use of ecosystem service knowledge in decision making: lessons from international experiences of spatial planning. In: *Environment and Planning C: Government and Policy*, 32: 320-340
- Millennium Ecosystem Assessment [MEA] 2005: Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment. Washington, DC: World Resources Institute
- Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz (Hg.) 2016: Grüne Infrastruktur NRW: Aufruf des EFRE Programms zur nachhaltigen Verbesserung der natürlichen Umwelt und der Klima- und Umweltbedingungen zugunsten der Biodiversität und der Menschen in Quartieren, Städten und Stadtumlandgebieten in Nordrhein-Westfalen. Abgerufen unter <https://www.umwelt.nrw.de/natur-wald/natur/foerderprogramme/foerder-aufruf-gruene-infrastruktur-nrw/> (zugegriffen am 20.09.2016)
- Mell, I. C. 2010: Green Infrastructure: Concepts, Perceptions and its Use in Spatial Planning. Academic dissertation, Newcastle: University of Newcastle
- Mell, I. C. 2013: Can you Tell a Green Field From a Cold Steel Rail? Examining the 'Green' of Green Infrastructure Development. In: *Local Environment: The International Journal of Justice and Sustainability*, 18, 2: 37–41
- Mell, I. C. 2015: Green Infrastructure Planning: Policy and Objectives. In: *Handbook on Sinnott, D.; Burgess, S.; Smith, N. (eds.): Green Infrastructure: Planning, Design and Implementation*. Cheltenham: Edward Elgar Publishing Ltd., 105–123
- Mell, I. C. 2016: *Global Green Infrastructure: Lessons for Successful Policy-Making, Investment and Management*. Abingdon: Routledge
- Mell, I.; Allin, S.; Reimer, M.; Wilker, J. 2017: Strategic Green Infrastructure planning in Germany and the UK: A transnational evaluation of the evolution of urban greening policy and practice. In: *International Planning Studies*, published online 15 February 2017: 1-17
- Morrison, M.; Bennett, J. 2000: Choice modelling, non-use values and benefit transfer. In: *Economic Analysis and Policy*, 2000, 30, 1: 13-32.
- Natural Economy North West 2010: *Green Infrastructure Prospectus 2010: A Prospectus for Green Infrastructure - underpinning the sustainable development of Northwest England*.

5. Literaturverzeichnis

- Abgerufen unter www.greeninfrastructuresw.co.uk/resources/Prospectus_V6.pdf (zugegriffen am 04.04.2016)
- Naturkapital Deutschland – TEEB DE 2016: Ökosystemleistungen in der Stadt. Gesundheit schützen und Lebensqualität erhöhen. Kowarik, I.; Bartz, R.; Brenck, M. (Hrsg.). Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ. Berlin, Leipzig.
- Naumann, S.; Davies, M.; Kaphengst, T.; Pieterse M. et al. 2011: Design, implementation and cost elements of Green Infrastructure projects. Final report to the European Commission, DG Environment, Contract no. 070307/2010/577182/ETU/F.1, Ecologic institute and GHK Consulting
- Niemelä, J.; Saarela, S.-R.; Söderman, T.; Kotze, J. 2010: Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban green spaces: A Finland case study. In: *Biodiversity and Conservation*, 19, 11: 3225-3243
- Pearce, D. W.; Turner, R. K. 1990: *Economics of natural resources and the environment*. Baltimore: JHU Press
- Pearce, D. W.; Atkinson J.; Mourato, S. 2006: *Cost-benefit analysis and the environment: recent developments*. Paris: OECD Publishing
- Petts, J.; Leach, B. 2000: *Evaluating Methods for Public Participation: Literature Review*. R & D Technical Report E135. Environment Agency, United Kingdom
- Posner, S. M. 2015: *The impact of ecosystem services knowledge on decisions*. Graduate College Dissertations and Theses, Paper 413. Vermont: University of Vermont
- Primmer, E.; Furman, E. 2012: Operationalising ecosystem service approaches for governance: Do measuring, mapping and valuing integrate sector-specific knowledge systems? In: *Ecosystem Services*, 2012, 1: 85-92
- Ready R.; Navrud S. 2005: Benefit transfer: the quick, the dirty, and the ugly? In: *Choices Magazine*, A publication of the American Agricultural Economics Association, 20, 3: 195-199
- Richardson L.; Loomis J.; Kroeger T.; Casey F. 2015: The role of benefit transfer in ecosystem service valuation. In: *Ecological Economics*, 115: 51-58
- Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen (FFH-Richtlinie)
- Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wild lebenden Vogelarten (Vogelschutzrichtlinie), kodifizierte Fassung (Richtlinie 2009/147/EWG) vom 30. November 2009
- Roe, M.; Mell, I. 2013: Negotiating value and priorities: evaluating the demands of green infrastructure development. In: *Environmental Planning and Management*, 56, 5: 650-673
- Rouse, D. C.; Bunster-Ossa, I. F. 2013: *Green Infrastructure: A Landscape Approach*. Chicago: American Planning Association
- Rusche, K.; Wilker, J.; Blaen, P.; Benning, A. 2013: *Economic Valuation Methods: Overview of existing economic valuation methods to capture ecosystem service benefits of quarry*

5. Literaturverzeichnis

- restorations. Report for the Interreg VIb Project "RESTORE - Restoring Mineral Sites for Biodiversity, People and the Economy across North-West Europe". November 2013. Dortmund: ILS.
- Rusche, K.; Fox-Kämper, R.; Reimer, M.; Rymsa-Fitschen, C. et al. 2015: Grüne Infrastruktur - eine wichtige Aufgabe der Stadtplanung. ILS-TRENDS, 3/15. Dortmund: ILS
- Rusche, K.; Wilker, J. 2015: Social, Economic and Ecological Benefits of Landscape Park Projects: Using Benefit Transfer to Assess Green Infrastructure Projects. In: Woltjer, J.; Alexander, E.; Hull, A.; Ruth, M. (eds.): Place-Based Evaluation for Integrated Land-Use Management. Farnham, UK: Routledge, 57-74
- Rusche, K.; Wilker, J. 2017: Green Infrastructure as a planning approach in the context of shrinking? In: Architectural Institute of Japan (ed.): Land Use Planning in City Shrinking Era. The Issue and Countermeasure for making Diverse Urban Space (in Japanese). Kyoto, Japan: Gakugei-Syuppan-Sya, 199-206
- Rymsa-Fitschen, C.; Rusche K.; Wilker, J. 2014: The Need for Participation in Green Infrastructure Planning: Evidence from North-West Europe. In: Norwegian University of Science and Technology (eds.): Resilience - The New Research Frontier: Proceedings of the 20th International Sustainable Development Research Conference in Trondheim 18-20 June 2014. Trondheim: Norwegian University of Science and Technology, 664-672
- Science for Environment Policy 2015: Ecosystem Services and the Environment. In-depth Report 11 produced for the European Commission, DG Environment by the Science Communication Unit, UWE, Bristol. Abgerufen unter <http://ec.europa.eu/science-environment-policy> (zugegriffen am 12.12.2016)
- Scott, A. 2011: Focussing in on Focus Groups: Effective Participative Tools or cheap Fixes for Land Use Policy? In: Land Use Policy, 28, 4: 684-694
- Southern, A.; Lovett, A.; O'Riordan, T.; Watkinson, A. 2011: Sustainable Landscape Governance: Lessons from a Catchment based Study in whole Landscape Design. In: Landscape and Urban Planning, 101, 2: 179-189
- Stewart, S.; Kahn, J. R. K. 2009: An introduction to choice modeling for non-market valuation. In: Alberini, A.; Kahn, J. R. K. (ed.): Handbook on contingent valuation. Cheltenham/Northampton: Edward Elgar, 153-176
- The Economics of Ecosystems Biodiversity (TEEB) 2010: The Ecological and Economic Foundations. London/ Washington, DC: Earthscan
- Turnhout, E.; Van Bommel, S.; Aarts, N. 2010: How Participation Creates Citizens: Participatory Governance as Performative Practice. In: Ecology and Society, 15, 4: 26
- Turnpenney, J.; Russel, D.; Jordan, A. 2014: The challenge of embedding an ecosystem services approach: patterns of knowledge utilization in public policy appraisal. In: Environment and Planning C: Government and Policy, 32: 247-262
- Tzoulas, K.; Korpela, K.; Venn, S.; Yli-Pelkonen, V. et al. 2007: Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. In: Landscape and Urban Planning, 81, 167-178

5. Literaturverzeichnis

- United Nations 2001: World Urbanisation Prospects, The 1999 Revision. New York: Urban Observatory and Statistics
- United Nations 1992: Convention on Biological Diversity. Abgerufen von www.cbd.int/convention/text/ (zugegriffen am 09.07.2017)
- Wakenhut, F. 2010: Opening of the conference. In: European Commission (Hg.), Green Infrastructure Implementation: Proceedings of the European Commission Conference 19 November 2010, Brussels, Belgium, 10-11
- Wallace, K. J. 2007: Classification of ecosystem services: problems and solutions. In: *Biological Conservation*, 139: 235-246
- Weltbank 1996: The World Bank Participation Sourcebook. Washington, DC: Worldbank.
- Wheeler, S.M.; Beatley, T. 2002: The Sustainable Urban Development Reader. Second Edition. New York: Routledge
- Wilker, J. 2010: GrünAnlage - Was ist uns Stadtgrün wert? Ökonomische Bewertung des Westparks in Dortmund. Diplomarbeit an der Fakultät Raumplanung, Technische Universität Dortmund.
- Wilker, J.; Rusche, K. 2013: Economic Valuation as a Tool to Support Decision-Making in Strategic Green Infrastructure Planning. In: *Local Environment: The International Journal of Justice and Sustainability*, 19 (2014), 6: 702-713
- Wilker, J.; Rymsa-Fitschen, C. 2015: Akteursbeteiligung bei der Planung und Umsetzung grüner Infrastrukturen. In: *RaumPlanung*, 180, 4: 30-37
- Wilker, J.; Rusche, K.; Rymsa-Fitschen, C. 2015: Stakeholder Participation in North-West Europe: Lessons Learnt from Green Infrastructure Case Studies. In: Schrenk, M.; Popovich V. V.; Zeile, P.; Elisei, P. et al. (eds): *Plan Together - Right Now - Overall: Proceedings of REAL CORP 2015 in Ghent 5-7 May 2015*. Ghent, 883-888
- Wilker, J.; Rusche, K.; Rymsa-Fitschen, C. 2016a: Improving Participation in Green Infrastructure Planning. In: *Planning Practice and Research*, 31, 3: 229-249
- Wilker, J.; Rusche, K.; Benning, A.; MacDonald, M. A.; Blaen, P. 2016b: Applying ecosystem benefit valuation to inform quarry restoration planning. In: *Ecosystem Services*, 20: 44-55
- Wilker, J.; Gruehn, D. 2017: The Potential of Contingent Valuation for Planning Practice: The Example of Dortmund's Westpark. In: *Raumforschung und Raumordnung*, 1: 1-15
- Williamson, W.; Parolin, B. 2013: Web 2.0 and Social Media Growth in Planning Practice: A Longitudinal Study. In: *Planning Practice and Research*, 28, 5, 544-562
- Wilson, M. A.; Hoehn, J.P. 2006: Valuing environmental goods and services using benefit transfer: the state-of-the art and science. In: *Ecological Economics*, 60, 2: 335-342
- Wong, C.P.; Jiang, B.; Kinzig, A. P.; Lee, K. N. et al. 2015: Linking ecosystem characteristics to final ecosystem services for public policy. In: *Ecology Letters*, 18: 108-118

5. Literaturverzeichnis

Wright, H. 2011: Understanding Green Infrastructure : The Development of a Contested Concept in England. In: Local Environment: The International Journal of Justice and Sustainability, 16, 10: 37-41

5. Literaturverzeichnis

6. Publikationen des Autors

- Wilker, J. 2010: GrünAnlage - Was ist uns Stadtgrün wert? Ökonomische Bewertung des Westparks in Dortmund. Diplomarbeit an der Fakultät Raumplanung, Technische Universität Dortmund.
- Rusche, K.; Wilker, J.; Blaen, P.; Benning, A. 2013: Economic Valuation Methods: Overview of existing economic valuation methods to capture ecosystem service benefits of quarry restorations. Report for the Interreg VIb Project "RESTORE - Restoring Mineral Sites for Biodiversity, People and the Economy across North-West Europe". November 2013. Dortmund: ILS.
- Wilker, J.; Rusche, K. 2013: Economic Valuation as a Tool to Support Decision-Making in Strategic Green Infrastructure Planning. In: Local Environment: The International Journal of Justice and Sustainability, 19 (2014), 6: 702-713
- Rymasa-Fitschen, C.; Rusche K.; Wilker, J. 2014: The Need for Participation in Green Infrastructure Planning: Evidence from North-West Europe. In: Norwegian University of Science and Technology (eds.): Resilience - The New Research Frontier: Proceedings of the 20th International Sustainable Development Research Conference in Trondheim 18-20 June 2014. Trondheim: Norwegian University of Science and Technology, 664-672
- Rusche, K.; Wilker, J. 2015: Social, Economic and Ecological Benefits of Landscape Park Projects: Using Benefit Transfer to Assess Green Infrastructure Projects. In: Woltjer, J.; Alexander, E.; Hull, A.; Ruth, M. (eds.): Place-Based Evaluation for Integrated Land-Use Management. Farnham, UK: Routledge, 57-74
- Rusche, K.; Fox-Kämper, R.; Reimer, M.; Rymasa-Fitschen, C. et al. 2015: Grüne Infrastruktur - eine wichtige Aufgabe der Stadtplanung. ILS-TRENDS, 3/15. Dortmund: ILS
- Wilker, J.; Rusche, K.; Rymasa-Fitschen, C. 2015: Stakeholder Participation in North-West Europe: Lessons Learnt from Green Infrastructure Case Studies. In: Schrenk, M.; Popovich V. V.; Zeile, P.; Elisei, P. et al. (eds): Plan Together - Right Now - Overall: Proceedings of REAL CORP 2015 in Ghent 5-7 May 2015. Ghent, 883-888
- Wilker, J.; Rymasa-Fitschen, C. 2015: Akteursbeteiligung bei der Planung und Umsetzung grüner Infrastrukturen. In: RaumPlanung, 180, 4: 30-37
- Wilker, J.; Rusche K.; Rymasa-Fitschen, C. 2016a: Improving Participation in Green Infrastructure Planning. In: Planning Practice and Research, 31, 3: 229-249
- Wilker, J.; Rusche, K.; Benning, A.; MacDonald, M. A.; Blaen, P. 2016b: Applying ecosystem benefit valuation to inform quarry restoration planning. In: Ecosystem Services, 20: 44-55
- Wilker, J.; Gruehn, D. 2017: The Potential of Contingent Valuation for Planning Practice: The Example of Dortmund's Westpark. In: Raumforschung und Raumordnung - Spatial Research and Planning, 1: 1-15
- Mell, I.; Allin, S.; Reimer, M.; Wilker, J. 2017: Strategic Green Infrastructure planning in Germany and the UK: A transnational evaluation of the evolution of urban greening policy and practice. In: International Planning Studies, published online 15 February 2017: 1-17

6. Publikationen des Autors

Rusche, K.; Wilker, J. 2017: Green Infrastructure as a planning approach in the context of shrinking? In: Architectural Institute of Japan (ed.): Land Use Planning in City Shrinking Era. The Issue and Countermeasure for making Diverse Urban Space (in Japanese). Kyoto, Japan: Gakugei-Syuppan-Sya, 199-206

Anhang

- A Artikel: Economic valuation as a tool to support decision-making in strategic green infrastructure planning
- B Artikel: Improving participation in green infrastructure planning
- C Artikel: Applying ecosystem benefit valuation to inform quarry restoration planning
- D Artikel: Practical opportunities for the management of city parks through integration of economic valuation: Contingent valuation for improvements of Dortmund's Westpark

A Artikel: Economic valuation as a tool to support decision-making in strategic green infrastructure planning

Wilker, J.; Rusche, K. 2014: Economic Valuation as a Tool to Support Decision-Making in Strategic Green Infrastructure Planning. In: Local Environment: The International Journal of Justice and Sustainability, 19, 6: 702-713; <https://doi.org/10.1080/13549839.2013.855181>

Dieser Artikel basiert auf Ergebnissen aus dem Interreg IVb-Projekt VALUE – Valuing Attractive Landscapes in the Urban Economy. Die Autoren haben den Artikel gemeinsam konzipiert. Mit Ausnahme des zweiten Kapitels, des ersten Absatzes im vierten Kapitel und der zwei Absätze zur Kosten-Nutzen-Analyse im sechsten Kapitel ist der Artikel vom Autor dieser Arbeit verfasst worden (insg. ca. 33.000 Zeichen ohne Abbildungen).

Economic valuation as a tool to support decision-making in strategic green infrastructure planning

Jost Wilker* and Karsten Rusche

ILS – Research Institute for Regional and Urban Development, Dortmund, Germany

(Received 13 December 2012; accepted 7 October 2013)

Decision-making in spatial planning is often based only on administrative regulations and procedures. This approach does not guarantee an efficient allocation of scarce financial resources. Consequently, the present paper discusses the practical relevance of an approach to incorporate results of economic valuation into strategic spatial planning for the example of green infrastructure. For this, a contingent valuation was conducted at a reference site in Esslingen, Germany. Here, participants of the survey stated their willingness to pay for different green infrastructure investment categories. Build on the survey results, the possible future foci of regional green infrastructure planning are derived and impacts on regional green infrastructure policy for the case of the Neckar region are investigated.

Keywords: willingness to pay; contingent valuation; strategic spatial planning; green infrastructure; decision-making

Introduction

Decision-making processes in spatial planning in Germany are mainly dominated by administrative regulations. Often, they are linked to legal steps of formal planning and political feasibilities, rather than being based on the choice of most efficient investments regarding social welfare. Against this background, this paper presents an approach, and discusses the practical importance, of willingness-to-pay (WTP) surveys as guidelines for particular areas of regional planning. Not less than two main aspects of an efficiency-oriented regional planning policy can be optimised through these kinds of surveys: On the one hand, WTP values for future projects help to prioritise the fields of action in strategic plans. On the other hand, surveying can be an important instrument of stakeholder participation in regional spatial planning.

One of the most relevant fields of spatial planning, where this kind of evaluation can be applied, is green infrastructure planning. Green Infrastructure can be defined as strategically planned and managed networks of natural lands, landscapes and other open spaces that conserve ecosystem values and functions and provide associated benefits to human populations. Additional elements and functions of green infrastructure are working lands, trails and other recreational features (Amundsen *et al.* 2009).

In contrast to the importance of green infrastructure for regional quality of life (McConnell and Walls 2005), green infrastructure components lack an important feature that would

*Corresponding author. Email: jost.wilker@ils-forschung.de

simplify benefit maximising in regional spatial planning. As they are often prototype public goods, green infrastructures have a high degree of non-excludability and non-rivalry (Carson *et al.* 2001). This means, people cannot be excluded from using a park or cycle track and they do (to a certain degree) not compete in consuming it. Thus, typical market mechanisms are hindered. Mainly scarcity as the key element of regulatory forces in markets is missing. Therefore, no market prices exist for these goods and they cannot be collected to compare or evaluate different options for spatial planning (Arrow *et al.* 1993). Stated preference methods may present a remedy for this issue, as they can be used to assess use and non-use values of goods and services, even before an actual investment takes place (Bateman *et al.* 1993). This highlights the general need for suitable economic valuation techniques and methods in spatial planning that can reveal the social value of green infrastructure in monetised form.

Accordingly, this paper presents a contingent valuation (CV) – that is, a survey-based method for the valuation of non-market goods – for different categories of green infrastructure investments in the Neckar region in Germany to investigate the political relevance of the results. We conducted a WTP survey on the site of a newly built cycling and walking path along the Neckar River in the German city of Esslingen acting as a reference base. This reference was chosen carefully to be a prototype green infrastructure investment, providing different features of green infrastructure. Due to this, survey participants were highly involved in the process and well informed about the goods in question. This strengthens the usability of the survey results (Bateman *et al.* 1993).

Other CV studies have concentrated primarily on the method itself, and thus lack any discussion on the practical relevance of CV analyses for spatial planning (Elsasser *et al.* 2009). For this reason, research on this issue needs to be expanded. Publications on the practical relevance of CV for spatial planning can be found in Christie (1999) or more recently in Jilkova *et al.* (2010), both of whom shed important insights into underlying problems. Nevertheless, this paper widens the focus towards a more general approach on how to promote strategic green infrastructure planning of green infrastructure investments.

In the next section, relevant literature on CV and its practical use in regional or local spatial planning is discussed in more detail. In the second section, the object of investigation and the elements of the survey are described. Empirical results are presented in the third section and their application in decision-making is discussed in the fourth section. The fifth section concludes.

The use of CV in spatial planning

There is a wide range of existing economic valuation techniques to estimate the value of public green infrastructure (McConnell and Walls 2005). In general, there are two main branches of economic valuation for public goods which are suitable to determine specific benefits: revealed and stated preference techniques (European Commission 2008). Here, revealed preferences are composed of indirect methods of valuation that derive information on environmental goods from prices in surrogate markets. The most widely used approaches in this context are hedonic pricing and the travel cost method (McConnell and Walls 2005). Hereby, hedonic pricing methods refer to housing markets and non-structural influences that are driving factors of housing prices (Can 1992). The travel cost method uses information on the travel expenditures users are willing to incur to enjoy certain kinds of public green infrastructure (Pearce and Özdeiroglu 2002). The major drawback of these methods is that they can measure the use values of environmental goods, but non-use values cannot be captured (Adamowicz *et al.* 1994, Venkatachalam 2004). In contrast to this, stated preference

techniques can remedy this problem (Carson *et al.* 2001). Here, people are surveyed about their WTP for a certain environmental good (or their willingness to accept compensation payments when losing one). The WTP questions are based on hypothetical payment scenarios (Mitchell and Carson 1989). Depending on the way people are surveyed, two main approaches can be found: CV and choice modelling (CM). Firstly, CV aims at the WTP of people for certain projects or investments as a whole. Secondly, CM models go one step further and concentrate on the prices of certain components of investments (Pearce and Özdeiroglu 2002). For the purpose of this research, the CV method was chosen, because our approach stresses the choice of different general investment opportunities and no detailed design alternatives. In the light of this interpretation, CM models would be the next logical step after the choice of the optimal kind of investment identified by CV.

As stated above, while the use and interpretation of CV methods is a standard approach in literature, there is still a lack of research that deals with the practical use of those results (Jilkova *et al.* 2010). Christie (1999) suggested a way of using CV for the assessment of recreation policies in Scotland. His study offers interesting insights into the basic idea of how to influence strategic planning of recreation provision. CV results are used to calculate different benefit–cost ratios to assess the effectiveness of a set of recreation policy options. Köhlin (2001) used similar benefit–cost analysis (BCA) measures to improve project planning options in India. Our extension to this branch of literature is the widening of the planning perspective on the elements of green infrastructure planning. Jilkova *et al.* (2010) argue in a similar fashion by focusing on the valuation of environmental resources. Nevertheless, the approach presented in this paper is based on a representative survey for the city of Esslingen in Germany. Altogether, research on the practical use of CV for spatial planning is only based on a small set of first research approaches.

Case study: bicycle and pedestrian path along the river Neckar

The reference base for the CV of future planning is a site of the regional cycle and walking network “Neckartalradweg” (Neckar Valley bike trail) in Esslingen, located in the Neckar Valley in south-west Germany. The investment is part of the Master Plan “Landscape Park Neckar”, a strategic planning document guiding green infrastructure development at the regional and the local level. By means of the CV, we aimed to identify hints of the possible focus for future green infrastructure planning. The reference project includes a 400 meter-long newly designed bicycle and pedestrian path along the river. Before this redesign, the path was directed on a major road and the local swimming pool blocked access to the Neckar for its visitors and the public. To enable river access and to close the gap in the regional path network, the area of the swimming pool was reduced to provide enough space for the new track and the landscaped riverbank as well as for a hedge and a fence protecting the swimming pool users visually from the path. The old concrete riverbank was changed into a renaturated embankment with groves. The new track offers user-friendly asphalt surface and a safer routing for both cyclists and pedestrians. Resting and picnic areas along the river are established. The investment caused costs of nearly one million euros and was realised in autumn 2010.

Survey design

The design of the CV survey was oriented at guidelines that were suggested from Arrow *et al.* (1993) to ensure a high standard CV valuation. The main suggestions refer to a set of issues. First, WTP analyses should aim to reach nearly 1000 respondents to be

representative. In addition, they should focus on face-to-face interviews that should take place at the site which is to be valued to ensure that people know what they should put WTP on. Thirdly, the questionnaire has to be pretested to correct main drawbacks and problems. WTP questions should rather be focused on conservative WTP questions than on willingness to accept questions that generate upward biased prices (Arrow *et al.* 1993). Also, a “no-answer” option should be provided and people should be asked to state what their reason is for not stating any WTP (Bateman *et al.* 1993). Regarding the specifics of the WTP question, Arrow *et al.* (1993) suggest to use a referendum setting, in which people only vote with “yes” or “no” for a specific amount of money that gets presented by the interviewers. In line with Christie (1999) and Jilkova *et al.* (2010), we opted for an open-ended WTP question, as this seemed more appropriate for the aims of our research approach. In summary, the WTP elicitation and the survey conduction were carefully prepared to avoid classical problems in CV analyses (Mitchell and Carson 1989, Bateman *et al.* 1993, Venkatachalam 2004) and to ensure accurate value estimations (Arrow *et al.* 1993).

The survey focused on the WTP and the amount that users of the cycle and pedestrian path in Esslingen would pay to promote future green infrastructure projects of similar dimension (size, price, etc.) in the region. The site of the path provides the cycle and walking track itself which was directed from a major road to the Neckar featuring a user-friendly surface and safe layout. In addition, the river banks are renaturated and greenery is planted on both sides of the track. Rest and sit possibilities are built at certain locations. As the new path was the reference base for the CV, we abstracted its main characteristics into four categories respondents may choose for future projects in the region:

- (1) improved/new paths,
- (2) city centre greening,
- (3) river renaturation,
- (4) rest and sit possibilities.

In the subsequent step, respondents had the possibility to express their preferences more precisely by stating specific proposals for the mentioned future green investments in an open question.

By this means, an analysis of users’ WTP not only allowed an analysis concerning the values attributed to the different categories, but it also enabled an analysis of specific proposals and, therefore, of the possible focus for future green infrastructure projects within the Master Plan Landscape Park Neckar.

The survey took place from early morning to night during a week in June 2011. The interviews were conducted face-to-face by trained interviewers on the site of the new path in Esslingen. The assortment of respondents happened randomly.

The questionnaire was divided into four parts and was configured in a standard way for CV (Klaphake and Meyerhoff 2003, Whitehead 2006). General information such as date, time and weather as well as viewable personal information on the respondents like gender, respondent’s activity and group size were filled out by the interviewer. Secondly, respondents’ use frequency, their usage of the site and their attitudes towards green infrastructure and the project were surveyed. Next, respondents should state what kinds of future green infrastructure projects they would like to be put forward and specify their choice with specific proposals. This question leads over to the third part consisting of the WTP questions. It contained three main questions: general WTP, reasons for no general WTP and absolute WTP. Hence, a hypothetical situation is created, where respondents are asked, if they could image to pay voluntarily any amount in an earmarked fund to support their

favoured green infrastructure project categories and proposals similar in dimension like the new path site. If users state a general WTP, they are interviewed in an open-ended question on the annual amount they would be willing to pay into the hypothetical fund. To support respondents with their decision, they could use a payment card, allowing them to declare every kind of amount (Gronemann and Hampicke 1997, Meyerhoff 2004, Jilkova *et al.* 2010). Respondents not willing to pay are interrogated why this is the case. At last, respondents' socio-economic characteristics such as origin, age, education and occupation were recorded.

We interviewed 972 users on the cycle and pedestrian path in Esslingen and counted 5106 uses; 729 on average per day. This means, that we interviewed more than 20% of the users on the path during this time. Depending on weekday and weather conditions up to 1128 people used the track a day. In general two-thirds of them were cyclists and one-third was pedestrians.

Results of the CV

After being asked about use frequency, usage of the path, as well as their level of satisfaction, respondents were surveyed on their preferences for future projects of similar dimension in the Neckar region. They could choose at least one of four categories and provide concrete proposals.

Table 1 displays, that two-thirds of the interviewees (66.1%) supported the idea of new or improved cycle paths, while river renaturation projects were preferred by 40.2%. Respondents were less interested in city centre greening projects and the implementation of more rest and sit possibilities.

Based on these first statements, interviewees were given an open question to designate concrete proposals for similar improvement projects in the area (see Figure 1). Most suggested specific improvements of bicycle paths towards destinations such as Mettingen, Stuttgart, Altbach or Plochingen and general upgrading, and these came especially from those respondents, who favoured new and improved bicycle paths in the first step of the question. These users also proposed better signage and more safety and security for the regional cycle network. Respondents, who suggested more facilities along the path, such as gastronomy, playgrounds and toilets, and wanted more sitting and rest areas, chose this also in the first step. Users who wished more renaturation projects put waste bins and measures against noise protection forward. Greening measures were mentioned by users, who preferred the category of city greening projects. This highlights that most proposals from users were in line with their stated preference(s) for categories of future projects.

Table 1. Categories of future projects.

Category	Responses		% of cases
	<i>N</i>	%	
Improved/new paths	373	43.9	66.1
River renaturation	227	26.7	40.2
City greening	166	19.6	29.4
Possibilities to rest and sit	83	9.8	14.7
Total	849	100.0	150.5

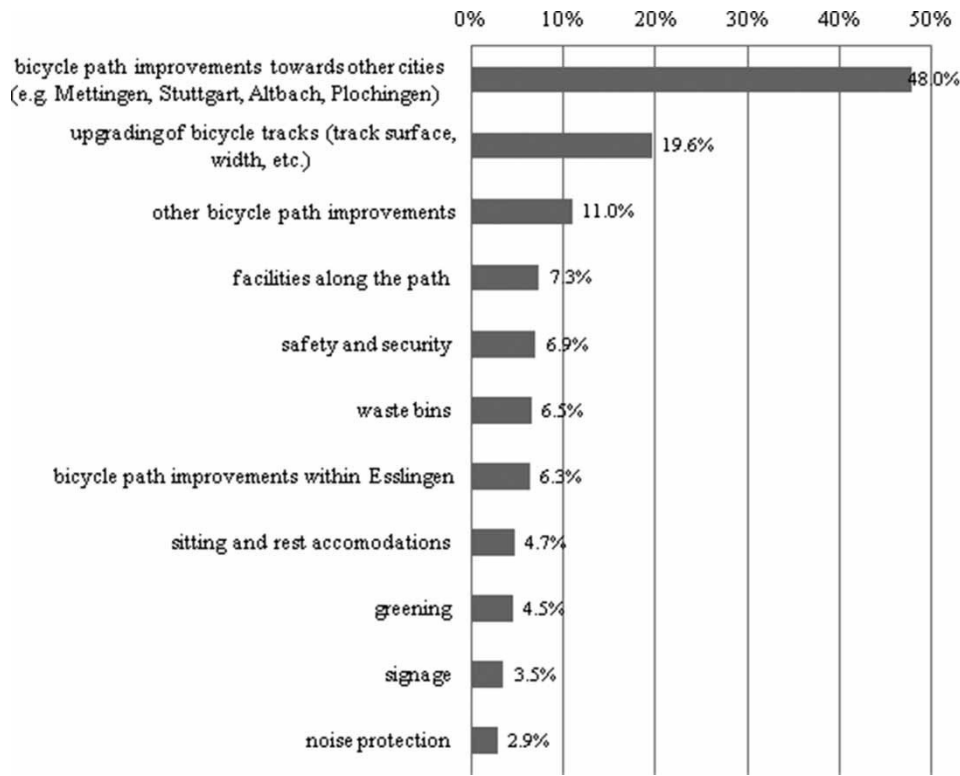


Figure 1. Specific proposals.

Subsequently, all respondents were asked, if they would be willing to pay any amount on a voluntary basis into an earmarked fund to support the future green infrastructure projects and proposals they mentioned. Within the 972 respondents answering this question, 38.2% stated that they would be willing to pay (see Table 2), which means that the larger share of interviewees supporting any kinds of future projects, were not willing to contribute financially.

The main reason why respondents were not willing to pay was that they perceived that they already paid enough taxes and that projects of this kind should thus be financed from public resources (see Table 3). Other interviewees who refuse financial contribution argued that their income was too low, or that they would prefer other kinds of investments.

Next, we surveyed respondents' individual, annual WTP for their preferred future green infrastructure investment categories. To reduce the margin of error, stated values higher than €100 were identified as outliers and therefore excluded from further analysis. This decision was based on the criterion of a 1.5 hinge in a box plot of the WTP distribution

Table 2. General WTP.

WTP	Frequency	Valid %
Yes	367	38.2
No	594	61.8
Total	961	100

Table 3. Reasons against a general WTP.

Reasons	Responses		
	N	%	% of cases
Taxes are already too high, investments should be financed by public money	455	74.7	80.4
Income: no money due to several reasons	109	17.9	19.3
Other things: e.g. I already support other projects	45	7.4	8.0
Total	609	100	107.6

Table 4. Individual WTP for future project categories.

Category	WTP (€)
Path improvements	14.43
City greening	13.27
River renaturation	12.16
Rest and sit possibilities	15.16

meaning that all values not fitting within the 1.5 times interquartile range were defined as sample outliers. By this means, the average WTP of favourable respondents was reduced from €36 to €31, but does not change the mode or median of €20. Due to the corrections, the sample was less susceptible to biases.

The absolute WTP averaged among all respondents was €11.85. To our knowledge, there is no exact comparable study in German-speaking countries that deals with the WTP for improvements of green paths (Meyerhoff and Elsasser 2007). Nevertheless, there are some studies in Germany applying the CV method to green infrastructure components such as city parks revealing similar values (Klaphake and Meyerhoff 2003, Matz 2006, Wilker 2010). The average WTP values for the four improvement categories of our case study are displayed in Table 4. It reveals a certain trend as all values are above the overall average of €11.85. Respondents would pay most for rest and sit possibilities as well as new and enhanced paths. Interestingly, here the category of rest and sit possibilities seem to be favoured as it received even higher WTP values than path improvements, although it was only preferred by the minority of the respondents. However, as two-thirds of the respondents wanted path improvements among others and suggested several kinds of specific proposals, it seems obvious that respondents' greatest concern was the condition and expansion of the regional cycling path network. This may hint at the future need for action in green infrastructure planning within the region and highlights the practical relevance of the WTP survey.

Relevance of the results for decision-making in green infrastructure planning

As mentioned in the introduction, spatial planning is only rarely supported by the results of economic valuation approaches, although the monetary and non-monetary values of components such as green infrastructure are poorly understood (Larondelle and Haase 2012). However, spatial planning offers the opportunity of a holistic approach as it captures the "impacts of incremental decisions" (TEEB 2010, p. 106) on green infrastructure and its associated benefits. It is, therefore, highly reasonable to embed green infrastructure benefits

into decision-making in spatial planning, rather than dealing with them separately (TEEB 2010). In the light of this, international literature is strongly arguing for a better integration of economic valuation approaches into strategic planning, particularly as this would generate a lot of benefits for practical policy (TEEB 2011). In times of increasing land-use competition, especially in urban areas, monetary values for green infrastructure benefits are required to translate the natural assets into monetary values to compare them with other possibilities of land uses. This embedded approach is, therefore, recommended to be put on decision-makers agenda (TEEB 2010). By this means, valuing green infrastructure can foster the financial sustainability of planning by ensuring an efficient resource allocation and providing an understanding of the “long- and short-term trade-offs of planning decisions” (TEEB 2010, p. 122) (Klaphake 2003, Slootweg and van Beukering 2008). The latter is especially relevant to transparent planning. An incorporation of (survey-based) economic valuation approaches in green infrastructure planning and decision-making would lead to a higher degree of participation and a stronger voice of the public (Klaphake 2003, Slootweg and van Beukering 2008). According to the raised arguments, spatial planning needs a clear redefinition with a more value-driven and community-oriented focus (TEEB 2010).

The results of the case study present some important stimuli that may be derived for decision-making processes. To support decision-making, the collected information on people’s preferences and their WTPs can be used in two ways for spatial planning. On the one hand the prioritisation of future projects (e.g. of green infrastructure planning) and their optimal locations can be guided by the data on investment alternatives. On the other hand, the economic efficiency of such projects can be pointed out and future investments can be justified.

In the first case, future plans for the Neckar region could be inspired by the survey results. Here, mainly path improvements and river renaturation projects were supported by the users of the new section of the River Neckar bike trail (Neckartalradweg) in Esslingen. In particular, respondents who aimed for a certain project category mostly specified their preference by mentioning proposals belonging to the same category; e.g. respondents who were looking for new and improved cycle paths suggested the upgrade of track sections between certain locations or a better signage. In addition, the WTP among all respondents expressing preferences for future project categories and proposals was significantly above the average WTP, especially for rest and sit possibilities and path improvements. Based on this WTP values and the number of respondents deciding on the project category, hints for a prioritisation for the practical use in strategic green infrastructure planning may be derived. As described, rest and sit possibilities are ranked first in WTP values, but last in popularity among the respondents. In contrast, future projects dealing with path improvements were favoured by most interviewees and have the second highest average WTP value. Users’ strong interest and WTP regarding path improvement projects reveals, on the one hand, the opinion of the bicycle community, using the path along the Neckar. On the other hand also respondents’ understanding of the relevance of a well-established regional path network is highlighted.

More specifically, these findings suggest that future planning should, therefore, focus on improving the connectivity of the region by providing “green” linkages and rest and sit possibilities at suitable locations. However, respondents expressed a considerable use value concerning all future project categories and proposals of green infrastructure that were named in the survey. The Neckar Valley is quite narrow with green hills and vineyards on both sides. The areas along the river are dominated by industry and traffic infrastructure constraining green infrastructure links such as paths. Therefore, green infrastructure

projects are seen as essential elements for the regions quality of life and are valuable assets for the attractiveness of the region.

In the second case, a BCA for the site of the new path in Esslingen can be used to prove its cost efficiency. BCA results are commonly employed to justify the allocation of public finances (Jilkova *et al.* 2010). As we did not present detailed alternatives for specific projects to the respondents to choose from, we cannot be aware of the detailed costs for these. On this basis, an application of BCA would be insufficient. However, we asked respondents to state their preferences and WTPs for project categories and proposals similar in dimension (scale, costs, etc.) to the new path in Esslingen for which we know the costs. This allows us to use the site of the path again as reference base. By this means, we exemplarily measure the benefits and benefit–cost ratios for this kind of investments to display the social value of green infrastructure projects. In our case, this may give advice and influence the masterplanning process at an early stage.

To conduct the BCA, a user count was carried out together with the survey to extrapolate the number of path users and uses per year by means of information on respondents' use characteristics. We thus identified 13,410 individual path users per year with an average annual WTP of €11.85. On this basis, the total average WTP among all users of the path and the overall amount available in the hypothetical fund is estimated to be €160,000 for the implementation of future green infrastructure projects. To underline this result, the added value of the bicycle and walking path is set into relation to its costs over 10 years, which is quite a conservative time horizon for BCA of such investment projects (European Commission 2008). Nevertheless, this time span seems appropriate, since the questionnaire offers no information on the maximum duration that people are willing to pay into the fund.

According to the investment costs, its upkeep and the standard discount rate for western European countries of 3.5% (European Commission 2008), the calculation for 10 years reveals costs in the present value of approximately €925,000. The €160,000 from the fund are discounted the same way to gain benefits in the present value of €1,300,000 in 10 years. Both cumulated figures are compared yearly and in total to provide a benefit–cost ratio of 1.42, which implies that each euro invested into the path in Esslingen may generate a benefit of €0.42. The path investment would be at break-even after seven years, as the cumulated benefits exceed the cumulative costs after this year.

The final outcome of the application of CV for the Neckar region case study is twofold. Firstly, the investments in green infrastructure proof positive cost efficiency. Secondly, future planning should be oriented on paths linkages within a green infrastructure corridor to maximise the social benefits for the inhabitants.

Despite these straightforward benefits for practical planning, a direct impact on spatial planning processes of our approach depends on how strong it is accepted by planners and policy-makers. Other studies dealing with the practical implementation of green infrastructure valuation into spatial planning point out, that there is a balance lack between scientific accuracy and practical utility, which needs to be overcome to meet the demand of planning policy and to support participation (Klaphake 2003, Larondelle and Haase 2012, Kallis *et al.* 2013). While science is interested in methodical and methodological appropriate accuracy, political and practical users of the results of valuations require high transparency and traceability. For the case study of the Neckar river investment, the attitude of politicians towards the financing of similar green infrastructure projects was already positively influenced as the WTP was understood correctly as a tool to measure the value of future project categories. Interestingly, practitioners from the regional planning agency stated, that the qualitative information derived from the survey had a stronger relevance to them than the quantitative. However, for the regional planning agency, it was of importance to have

scientific evidence that proves that green infrastructure has a high social value for the public. This will help to argue for similar green infrastructure investments and strengthen their position in the future. By this means, CV methods are seen as a valuable input for the support of decision-making in the future as the interest of planning agencies and decision-makers seems to be raised. Reflecting on the discussion above and the experiences with the case study, it can be stated that CV studies are capable of being a useful supportive tool within strategic spatial planning. This is, because such kinds of approaches deliver several opportunities for an improved planning process. Many of the possible results can be used to shed light on the urgent fields of action. Nevertheless, there are still some obstacles for the practical implementation of valuation approaches in spatial planning regimes. The general reservation in planning administrations against the monetisation of certain issues in spatial planning needs to be reduced. To achieve this, two things need to be changed. On the one hand, scientific accuracy in academia needs to be redefined in its requirements and its way of discussing and presenting results. Depending on the method, survey-based approaches can be complex approaches, but in their essence they are never complicated. To make them more transparent and comprehensible, end-user-oriented ways of presenting approaches and results need to be developed. In our case, infographics were created to support an easy (mental) access to the main findings of the CV survey. On the other hand, the practical utility of the valuation approaches as a tool within spatial planning needs to be accepted more by practitioners. Especially the opportunity to combine economic valuation with participation processes seems to be promising (Klaphake 2003). By this means, it might be possible to build on the strengths of both approaches while compensating the weaknesses. Thus, an economic valuation could be prepared together with relevant stakeholder groups (e.g. by a focus group interview) and the results could be discussed and fed back into a workshop. Participation and economic valuation would no longer be contradicting but complementary.

Conclusion

The goal of this paper was to demonstrate the practical relevance of economic valuation of green infrastructure projects for strategic planning. This was done by the application of the CV on four categories for future projects (path improvements, river renaturation, city greening, and sit and rest possibilities) and for respondents' proposals in the Neckar region in south-west Germany. The site of a newly designed bicycle and pedestrian path in Esslingen at the river Neckar served as a reference base for the WTP survey. The sites' characteristics provided examples for categories that interviewees could choose from.

The results reveal a high need for action within the categories for future projects and proposals. The WTP among all categories is above average. These results provide interesting findings for the regional planning agency as they give a hint on the possible focus of future planning areas within regional green infrastructure planning and support green infrastructure investments in general. In our case, the information derived from the survey is valued by decision-makers and will contribute to think about the implementation of similar projects, even if no proposals will be directly contained in the Masterplan Landscape Park Neckar.

This study shows that economic valuation can guide decision-making, for example, in efficient green infrastructure planning. Therefore, it is a reasonable tool to aid regional strategic planning at an early stage.

Nevertheless, in our discussion on theoretical requirements in contrast to practical usability, it became obvious that some obstacles for an integration of valuation in planning

still remain unsolved. Future research needs to work on ways of joining those two antipodes into an integrated scheme of measurement, presentation and practical adaptation of economic valuation in regional planning.

Acknowledgements

This article has been produced out of the European INTERREG IVb project VALUE Valuing Attractive Landscapes in the Urban Economy (2008–2012). The authors want to thank the Verband Region Stuttgart for the practical support related to the survey and all interviewers for their commitment as well as all respondents for their time.

References

- Adamowicz, W., Louviere, L., and Williams, M., 1994. Combining revealed and stated preference methods for valuing environmental amenities. *Journal of Environment and Management*, 26 (3), 271–292.
- Amundsen, O.M., Allen, W., and Hoellen, K., 2009. *Green infrastructure planning: planning: recent advances and applications* [online]. American Planning Association. Available from: www.conservationsfund.org/sites/default/files/Green_Infrastructure_Planning_The_Conservation_Fund.pdf [Accessed 5 October 2012].
- Arrow, K., et al., 1993. *Report of the NOAA panel on contingent valuations*. Washington, DC: Resources for the Future.
- Bateman, I.J., et al., 1993. *The impacts of changing willingness to pay question format in contingent valuation studies: an analysis of open-ended, iterative bidding and dichotomous choice formats*. Norwich: CSERGE.
- Can, A., 1992. Specification and estimation of hedonic housing price models. *Regional Science and Urban Economics*, 22 (3, September), 453–474. Available from: [http://dx.doi.org/10.1016/0166-0462\(92\)90039-4](http://dx.doi.org/10.1016/0166-0462(92)90039-4).
- Carson, R.T., Flores, N.E., and Meade, N.F., 2001. Contingent valuation: controversies and evidence. *Environmental and Resource Economics*, 19 (2), 173–210.
- Christie, M., 1999. An assessment of the economic effectiveness of recreation policy using contingent valuation. *Journal of Environmental Planning and Management*, 42 (4), 547–564.
- Elsasser, P., et al., 2009. A bibliography and database on forest benefit valuation studies from Austria, France, Germany, and Switzerland – a possible base for a concerted European approach. *Journal of Forest Economics*, 15 (1–2), 93–107.
- European Commission, 2008. *Guide to cost-benefit analysis of investment projects. Structural funds, cohesion fund and instrument for pre-accession* [online]. Available from: http://ec.europa.eu/regional_policy/sources/docgener/guides/cost/guide2008_en.pdf [Accessed 15 October 2012].
- Gronemann, S. and Hampicke, U., 1997. Die Monetarisierung der Natur. Möglichkeiten, Grenzen und Methoden. In: P. Weise, et al., eds. *Nachhaltigkeit in der ökonomischen Theorie*. Frankfurt a.M.: Campusverlag, 164–207.
- Jilkova, J., et al., 2010. Economic valuation of environmental resources and its use in local policy decision-making: a comparative Czech-German border study. *Journal of Comparative Policy Analysis*, 12 (3), 299–309.
- Kallis, G., Gomew-Baggethun, E., and Zografos, C., 2013. To value or not to value? That is not the question. *Ecological Economics*, 94 (October), 97–105.
- Klaphake, A., 2003. Mehr Ökonomie für den Freiraum!. Konzeptionelle Grundlagen und empirische Ergebnisse der Ökonomie städtischer Freiräume. *Stadt+Grün*, 2003 (11), 7–13.
- Klaphake, A. and Meyerhoff, J., 2003. Der ökonomische Wert städtischer Freiräume. *Raumforschung und Raumordnung*, 61 (1–2), 107–117.
- Köhlin, G., 2001. Contingent valuation in project planning and evaluation: the case of social forestry in Orissa, India. *Environment and Development Economics*, 6 (2), 237–258.
- Larondelle, N. and Haase, D., 2012. Valuing post-mining landscapes using an ecosystem services approach. An example from Germany. *Ecological Indicators*, 18 (July), 567–574.


- Matz, K., 2006. *Was ist ein Stadtpark wert? Ökonomische Bewertung des Görlitzer Parks mit einer Zahlungsbereitschaftsanalyse*. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Vol. 128. Berlin: Fakultät Architektur Umwelt Gesellschaft der Technischen Universität Berlin.
- McConnell, V. and Walls, M., 2005. *The value of open space: evidence from studies of nonmarket benefits*. Washington, DC: Resources for the Future.
- Meyerhoff, J., 2004. *Der Einfluss von Einstellungen auf die Zahlungsbereitschaft für die Veränderungen in Natur und Landschaft. Ergebnisse aus zwei kontingenten Bewertungen zum Wattenmeer und zur Elbe*. Frankfurt: Peter Lang.
- Meyerhoff, J. and Elsasser, P., 2007. A bibliography on stated preference studies in Austria, Germany and Switzerland. In: J. Meyerhoff, N. Lienhoop, and P. Elsasser, eds. *Stated preference methods for environmental valuation: applications from Austria and Germany*. Marburg: Metropolis, 309–322.
- Mitchell, R.C. and Carson, R.T., 1989. *Using surveys to value public goods: the contingent valuation method*. Washington, DC: Resources for the Future.
- Pearce, D., et al., 2002. *Economic valuation with stated preference techniques. Summary guide*. London: Department for Transport, Local Government and the Regions.
- Slootweg, R. and van Beukering, P.J.H., 2008. *Valuation of ecosystem services and strategic environmental assessment: lessons from influential cases*. Report of the Netherlands Commission for Environmental Assessment.
- TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), 2010. *The ecological and economic foundations*. London: Earthscan.
- TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), 2011. *The economics of ecosystems and biodiversity in local and regional policy and management*. London: Earthscan.
- Venkatachalam, L., 2004. The contingent valuation method: a review. *Environmental Impact Assessment Review*, 24 (1), 89–124.
- Whitehead, J.C., 2006. A practitioner's primer on the contingent valuation method. In: A. Alberini and J.R. Kahn, eds. *Handbook on contingent valuation*. Cheltenham: Edward Elgar, 92–115.
- Wilker, J., 2010. *GrünAnlage – Was ist uns Stadtgrün wert? Ökonomische Bewertung des Westparks in Dortmund*. TU Dortmund.

B Artikel: Improving participation in green infrastructure planning

Wilker, J.; Rusche K.; Rymsa-Fitschen, C. 2016a: Improving Participation in Green Infrastructure Planning. In: Planning Practice and Research, 31, 3: 229-249; <https://doi.org/10.1080/02697459.2016.1158065>

Dieser Artikel basiert auf Ergebnissen aus dem Interreg IVb-Projekt VALUE + – Valuing Attractive Landscapes in the Urban Economy Added. Die Autoren haben den Artikel gemeinsam konzipiert. Außer des dritten und fünften Kapitels ist der Artikel vom Autor dieser Arbeit verfasst worden (insg. ca. 49.500 Zeichen ohne Abbildungen).

Improving Participation in Green Infrastructure Planning

Jost Wilker, Karsten Rusche and Christine Rymsa-Fitschen 

ILS – Research Institute for Regional and Urban Development, Dortmund, Germany

ABSTRACT

Green infrastructure is a strategic planning concept that is able to address environmental, social and even economic problems by supplying a variety of benefits for society. Especially in times of public financial crises and spatial transformation, it is important to ensure that those services are high quality to guarantee that they will provide the intended benefits by integrating stakeholders' knowledge and experience into green infrastructure planning. Active stakeholder participation leads to legitimate and informed future planning that accounts for society's needs. This paper investigates participation approaches of six green infrastructure investments in Belgium, the UK, Germany and the Netherlands. The major aim is to explore how and when participation should take place to optimize participation in green infrastructure planning. This is achieved by surveying the stakeholders involved and conducting stakeholder discussions to identify their views on the participation approaches employed and their integration into the planning process. We found that stakeholders were generally satisfied with how they were involved but desired a broader and more tailored mix of approaches. Furthermore, we found several Arnstein gaps, which lead us to conclude by suggesting recommendations that are helpful for successful participation in green infrastructure planning.

KEYWORDS

Green infrastructure;
participation; Arnstein
gap; stakeholder interview;
stakeholder discussion

Downloaded by [Jost Wilker] at 01:26 30 March 2016

1. Introduction

Green infrastructure is both a strategic planning concept and an implementation approach. According to the European Commission, green infrastructure can generally be defined as a strategically planned network of high-quality natural and semi-natural areas that include other environmental features and is designed and managed to deliver a wide range of ecosystem services and protect biodiversity in both rural and urban settings (European Commission, 2013). At present, cities in particular are experiencing substantial transformations due to economic and demographic change and the urbanization processes such change entails. This leads to complex environmental problems and challenges, such as pollution, the loss of biodiversity, overpopulation and land consumption. Moreover, due to their dense housing, working and information networks, cities provide a remarkable

foundation for new forms of governance and planning that are able to develop solutions to complex environmental problems (Young & McPherson, 2013). As a concept for strategic spatial planning, green infrastructure can cope with and respond to these societal changes and challenges (Albrechts, 2013; Roe & Mell, 2013; Young & McPherson, 2013). On the ground, green infrastructure is able to address social, environmental and economic issues through the provision of ecosystem services and the benefits of these services such as recreation, species protection and quality of place (Faehnle *et al.*, 2014; Kabisch, 2015). This highlights that green infrastructure is highly relevant for the quality of life in our cities and regions (Ryma-Fitschen *et al.*, 2014).

Just as gray infrastructure requires steady financial support and maintenance to serve its function, green infrastructure requires the same support to provide the multiple benefits it is capable of delivering to society (Young & McPherson, 2013). This is why green infrastructure is becoming increasingly important for society. At the supranational and national level, this is already well recognized, for example, the European Commission enforces effective green infrastructure planning by developing guidance for planning and implementation (see European Commission, 2013). Despite this, many city planners still regard green infrastructure as of limited relevance, as it does not, in contrast to gray infrastructure, generate any direct financial revenue such as taxes (Mackrodt & Helbrecht, 2013). Thus, cutting resources for green infrastructure planning and management is common, as the benefits of green infrastructure investments are not easy to capture or to transfer (Hanley & Barbier, 2013). Importantly, research stressed that urban green is a relevant urban amenity in delivering urban quality of life (TEEB, 2010). In this paper, we focus on the relevance of participation in delivering efficient green infrastructure planning. This is a serious issue in planning practice, as the problems outlined above may result in a lower consideration and integration of stakeholders' input. However, due to green infrastructure's considerable societal benefits, all groups of society should have a say in its planning and implementation to ensure that it meets their requirements. This highlights the need for efficient participation, as local stakeholders' expertise can advance our understanding and therefore the outcome of green infrastructure efforts (Mackrodt & Helbrecht, 2013; Faehnle *et al.*, 2014).

Participation and a suitable approach for improving green infrastructure planning and management are needed (Southern *et al.*, 2011; Luyet *et al.*, 2012), as stakeholders desire greater voice in the planning and design of green infrastructure. Such strategic approaches remain rare and efforts to institutionalize environmental or 'green' governance are underdeveloped. The issue is how to embed participation in decision-making (Scott, 2011). This is especially the case in green infrastructure planning, as stakeholders' preferences and values regarding their environment are valuable information for decision-making (Faehnle *et al.*, 2014). The relevant questions in this context are *who?*, *when?* and *how?* (Luyet *et al.*, 2012). The consideration of the appropriate stakeholders at the proper phases of the planning process and the choice of suitable participation tools are essential. This leads to the complex question of what an ideal participation process in green infrastructure planning should be. Luyet *et al.* (2012) discuss the *who?* and the *how?* of stakeholder involvement, while we mainly address the *when?* and the *how?* by relating our analysis to typical green infrastructure projects. This paper provides evidence to gain insights into the wide range of participation concepts and addresses the questions of what conceptual elements to choose, when and why by presenting examples of different green infrastructure case studies and evaluating their participation approaches. To optimize participation in green infrastructure

planning, we present lessons learnt from green infrastructure projects in Belgium, Germany, the Netherlands and the UK and propose recommendations for successful participation in green infrastructure planning and management. As participation remains an ongoing process that is developing in theory and in practice, new aspects and methods consistently appear. Thus, it is becoming an increasingly complex subject that always needs to be adopted in a manner that accounts for the context (Luyet *et al.*, 2012). Therefore, we wish to contribute to the development of participation in this field by illustrating green infrastructure stakeholders' views on participation. A key element in our investigation is how stakeholders perceive participation in the planning processes of the presented green infrastructure projects. As Faehnle *et al.* (2014) note, stakeholders' perceptions of their input to the green infrastructure planning process are relevant and underresearched.

In the following section, we frame green infrastructure and explain the need for participation in its planning and delivery, introduce Arnstein's ladder of participation (Arnstein, 1969) and relate certain participation methods and tools to it that are relevant for green infrastructure planning and management and finally discuss participation. Thereafter, we describe the case studies of green infrastructure projects from Belgium, Germany, the Netherlands and the UK and their participation approaches. Then, we explain the methodology we employed to investigate stakeholders' perceptions of the participation concepts. The results' section provides the findings of our analysis and presents stakeholders' views on how participation should be organized. The findings are discussed in the light of the need for innovative participatory approaches in green infrastructure planning and management and more general problems of participation such as 'implementation gap' and 'Arnstein gap.' We conclude with recommendations for successful participation in green infrastructure planning and management.

2. Participation in Green Infrastructure Planning and Management

Healey already noted 1992 that issues related to environmental planning are increasing. Therefore, she calls for a more democratic, communicative and dialog-based way of strategic planning, which is based on the principle of mutual learning among participants of the environmental planning process (Healey, 1992). Strategic planning was invented to address the shortcomings of traditional land-use planning such as thinking in administrative levels, focus on land-use control, its formality and the neglect of public participation and to guide spatial changes (see Albrechts, 2004; Albrechts & Balducci, 2013; Kunzmann, 2013). According to Healey *et al.* (1997) and Kunzmann (2000), Albrechts and Balducci (2013, p. 18) define strategic spatial planning 'as a transformative and integrative public-sector-led co-productive socio-spatial process through which visions or frames of reference, justification for coherent actions, and means for implementation are produced that shape, frame and reframe what a place is and what it might become.' They clearly point out that one principle of strategic planning is to involve relevant stakeholders in order to embed their knowledge and engagement in the planning process to make planning legitimate and comprehensive.

A way to conceptualize strategic planning is the creation of spatial, transformative strategy making (see Healey, 2008). Healey defines four interacting dimensions of spatial strategy making of which one is 'Enlarging intelligence' (Healey, 2008, p. 442). Describing this dimension, Healey emphasizes that local knowledge 'of those who live, work and enjoy themselves, suffer or invest in a place, those who manage it, argue about it, and get involved

in collective action on its behalf' (Healey, 2008, p. 448) is an essential resource. Strategic planning can be linked to the concept of sustainable development as yonder describes a beneficial strategy for ecological, economic and social issues related to spatial development. Green infrastructure can be clearly identified as an approach to strategic planning and spatial strategy making (Rouse & Bunster-Ossa, 2013). Accordingly, Benedict and McMahon (2002) set out the involvement of stakeholders such as communities, private landowners, public agencies and conservation organizations as one fundamental principle to the planning of green infrastructure.

There is no unique definition or understanding of participation, although a variety can be found in the literature (see Luyet *et al.*, 2012; Maier *et al.*, 2014). We employ the definition of the World Bank (1996), which defines participation as 'a process through which stakeholders' influence and share control over development initiatives and the decision and resources which affect them' (World Bank, 1996, p. xi), as this definition adopts a clear, bottom-up perspective on the participation process.

The potential of properly implemented participation schemes is well known, and innovative methods and tools are continuously developed to improve the potential of stakeholder participation in green infrastructure planning and management. The basic approach to participation is Arnstein's ladder of participation (Arnstein, 1969). Arnstein uses the metaphor of a ladder to structure the levels of involvement between public bodies and citizens that increase with each rung. Originally, Arnstein (1969) suggested three main types of participation (Nonparticipation, Tokenism and Citizen Power) in the ladder that includes eight rungs. To date, many have adopted the principle of the ladder not only for citizen involvement but also for communicative stakeholder participation processes in general and have revised it by extending or changing several rungs to detail the degrees of involvement and to consider the more explored and developed participation approaches employed at present (see Mackrodt & Helbrecht, 2013; Williamson & Parolin, 2013; Cerar, 2014). Especially, at high levels of involvement, diverse methods have emerged over time and, in particular, methods addressing higher levels of involvement, such as citizen control or public empowerment, have been developed (Luyet *et al.*, 2012; Cerar, 2014). In line with Luyet *et al.* (2012), we use five levels of participation: information, consultation, collaboration, co-decision and empowerment (see Table 1). While the information level is defined as simply describing the project to stakeholders, consultation goes one step further and solicits their opinions, which may be considered in decision-making (Luyet *et al.*, 2012). Collaboration is similar to consultation but guarantees that stakeholders' suggestions are considered. Co-decision implies that the public body and stakeholders work together to reach consensus, and empowerment means that all decision-making power is delegated to the stakeholders; here, the public body may only act as a moderator. Related to the levels of involvement, there is a range of common participation methods that are potentially able to achieve certain levels of involvement (see Table 1). The selection of the methods in Table 1 is based on the case studies' participation approaches and assessed related to their reachable level of involvement according to Luyet *et al.* (2012).

The main question concerns which identified stakeholders should be involved at various degrees of participation. The answer to this question is crucial for the choice of the participation method and has a substantial impact on the entire participation process. The implementation of an inappropriate degree of involvement may result in conferring an inappropriate level of power to a stakeholder and in a non-suitable participation technique.

Table 1. Participation methods and their potential level of involvement.

Methods	Level of involvement				
	Information	Consultation	Collaboration	Co-decision	Empowerment
Newsletter					
Reports (Press Campaign)					
(Interactive) Website					
Open Space Method					
Opinion Survey					
Presentation, Public Hearings, Symposia					
Site Visit / Exploratory Walk					
Meeting					
Round Table					
Social Media					
Charrette					
Geospatial/ Decision Support System					
Focus Group					
Workshop					

Source: adapted from Luyet *et al.* (2012).

Unfortunately, there is no standard approach for selecting the correct participation method or tool, but Luyet *et al.* (2012) provide a list of factors for consideration. The discrepancy between the desired and achieved levels of stakeholder participation that are held by project leaders and engaged stakeholders is defined as the so-called ‘Arnstein Gap’ (see Bailey & Grossardt, 2010).

Another horizontal layer that could be added to the five-step ladder model is ‘performative’ participation. This term describes physically active stakeholders and expert-led interventions in the public realm through use of materials such as community gardening (Turnhout *et al.*, 2010; Mackrodt & Helbrecht, 2013). The difference from the typical, primarily communicative participation approaches, such as round tables or meetings, is performative participation’s focus on joint designing and implementing on the ground. Importantly, performative participation is possible at all levels of involvement. Characteristics of performative participatory planning are materiality, outcome focus, open outcome and audience-orientation. It is particularly suitable for green infrastructure projects because of the availability of sufficient public space and the opportunities green areas offer for stakeholders to actively design and act spatial in a do-it-yourself manner. Thus, it is an ideal adaptation strategy for the current challenges in planning, such as limited resources or brownfields being designated for interim uses and art in public spaces by supporting coproduction among stakeholders (see Turnhout *et al.*, 2010; Mackrodt & Helbrecht, 2013). Performative participation supplements the classic communicative approaches to participation by providing an alternative opportunity for individuals become involved in planning and for planners to receive feedback. Due to its characteristics, it has considerable potential to activate the public, especially hard-to-reach groups, as specific knowledge, including language-related knowledge, is not required, and many other approaches favor well-educated individuals. Nevertheless, performative participation has limitations, as its success is dependent on the engagement of stakeholders and the openness of local planners (Mackrodt & Helbrecht, 2013).

In addition to this innovational concept in face-to-face interaction, the Internet offers a new communication and design platform for participation, and geographic information

systems that permit public participation may have significant potential in this regard (Brown, 2012; Mackrodt & Helbrecht, 2013). However, there is no evidence that technology is improving the quality of participation especially as particular groups of stakeholders that have no access to or are reluctant to use information technology are excluded from those participation methods (Brown, 2012; Luyet *et al.*, 2012). In contrast, web-based approaches like visualizations or social media help to activate those stakeholders that are technically oriented and therefore mainly interacting via these channels (Williamson & Parolin, 2013) and can be used in all phases of planning (Bizjak, 2012).

Participation may not only provide advantages for decision-making but can also be regarded critically. General reservations related to participation arise due to the provision of insufficient resources to conduct it, insufficient knowledge of methods and approaches among both government and stakeholders, and the problem of identifying and selecting appropriate stakeholders to participate (Rydin & Pennington, 2000; Maier *et al.*, 2014). Most important, there is no evidence that participation achieves its intended goals (Newig & Fritsch, 2009; Scott, 2011; Maier *et al.*, 2014). Thus, the efficacy of participation is questionable, especially because it is time- and cost-consuming (Rydin & Pennington, 2000; Southern *et al.*, 2011; Luyet *et al.*, 2012). Specifically, broad participation and the use of diverse methods may be democratic but can also lead to vague and toothless results, which seem inefficient or contradictory and can therefore hardly be used in decision-making (Maier *et al.*, 2014). The limitations of each method must be considered, and even the use of a combination of methods does not guarantee solutions to policy problems. Even among decision-makers, there is no consensus regarding when stakeholder participation and its results are most important (Scott, 2011). Maier *et al.* (2014) report that despite the need for and trend toward wider stakeholder participation, this demand is 'hardly affecting the ideologies and interests of the involved groups' (p. 166). Within a participation process, new issues may occur, and thus, problems may increase instead of being solved (Luyet *et al.*, 2012; Maier *et al.*, 2014). The process itself may be unfair and is potentially susceptible to manipulation due to different power relations between the stakeholder groups (Southern *et al.*, 2011; Luyet *et al.*, 2012; Maier *et al.*, 2014). This can generate a relevant fear of power and a loss of accountability in the public sector in favor of the private or semi-private sector (Luyet *et al.*, 2012; Young & McPherson, 2013).

Additionally, the so-called 'participation myth' (Scott, 2011, p. 691) or 'pseudo participation' (Maier *et al.*, 2014, p. 173) is an issue. The phenomenon describes the popular practice among public authorities of providing for minimal participation to fulfill their responsibilities without actually considering results when devising policy. It appears that planners and decision-makers do not take stakeholders' local knowledge seriously enough to consider it, despite that stakeholders' experiential and local knowledge should be understood as an essential resource in a holistic planning approach to green infrastructure (Faehnle *et al.*, 2014). This demonstrates that the quality and type of participation is highly dependent on the planners' and decision-makers' attitudes toward participation and how they implement it (Mackrodt & Helbrecht, 2013). Stakeholders' primary motivation for participating in a green infrastructure planning process should be the opportunity to influence that process (Faehnle *et al.*, 2014). Thus, implementation gaps and Arnstein gaps should be avoided, as proactive and well-defined deliberative approaches are more likely to influence policy than are reactive and ill-suited participation strategies. Instead, participation is often exploited for strategic reasons, as it is generally assessed with respect to its strategic importance

among stakeholders, meaning that the true impact of participatory approaches that integrate stakeholder input into decision-making is debatable (Scott, 2011).

It is essential to understand that participation is context driven: cultural, political and historical contexts have important consequences for the choice and success of a participation strategy (Luyet *et al.*, 2012). When applied in a tailor-made manner, stakeholder participation has many advantages such as the delivery of better policy outcomes in the form of improved conditions for environmental and green infrastructure development and valid information that can be applied in implementation, in contrast to traditional top-down decision-making models (Luyet *et al.*, 2012; Faehnle *et al.*, 2014; Maier *et al.*, 2014). The improvement of decisions made using 'expert' knowledge due to input from the individuals who are affected by a decision and are most aware of the local spatial context is especially valuable (Scott, 2011). Faehnle *et al.* (2014) note that this local knowledge of the environmental conditions of the place and perceptions of them, e.g. those of residents' associations, can enhance understandings of ecosystem services and benefits. By adopting such participatory approaches, planners can determine stakeholders' willingness to develop and maintain green infrastructure (Faehnle *et al.*, 2014). Furthermore, participation can democratize decision-making and justify it while providing transparency for stakeholders (Rowe & Frewer, 2000; Scott, 2011; Luyet *et al.*, 2012; Maier *et al.*, 2014). It is essential to find a balance between the risks of not having all stakeholders involved and the high complexity and costs that the process entails if one adopts a substantial and long-term participation approach (Luyet *et al.*, 2012).

Despite the critique regarding participation's impacts on policy, it is nevertheless important to inform policy-makers of the growing concern with and critiques of certain participation approaches they use and to offer suggestions regarding which approaches to employ and how to embed their findings in policy (Scott, 2011). A key to successful participation is to obtain support from the accepted, most powerful and well-connected stakeholders by convincing them of the practical value of a project to activate other stakeholders. This is a long process and requires building trust (Southern *et al.*, 2011). Then, local stakeholders' knowledge of green infrastructure and professional planners' knowledge should jointly form policy, as both types of knowledge and perspectives are weak when considered in isolation (Faehnle *et al.*, 2014). Finally, evaluating participation is important in improving future participation approaches, specifically, understanding of its impacts on stakeholders (for evaluation criteria, see Luyet *et al.*, 2012, p. 216).

3. Case Studies

The case studies investigated in this article were an inherent part of an international research project intended to demonstrate how local involvement in strategic green infrastructure planning can improve social cohesion and planning efficiency. Although the case studies spread across four different countries, they all involve green infrastructure planning and its strategic planning processes. Here, the nature of public participation varies as much as spatial planning systems, and is equally affected by the specific historical, cultural and governance issues in the different countries (see EIPP, 2009; Rymsa-Fitschen *et al.*, 2014; Wilker *et al.*, 2015). In spite of this, it has to be taken into consideration that every local planning process is affected by its arrangement in the legislation and regulations of the particular country. This paper focuses on participation in green infrastructure projects itself

Table 2. Case studies' applied participation methods and their (potential) level of involvement.

	Methods	Level of involvement				
		Information	Consultation	Collaboration	Co-decision	Empowerment
Manchester	Presentation	■	■	■		
	Social Media	■	■	■		
	Opinion Survey	■	■	■		
	Site Visit	■	■	■		
	Round Table	■	■	■		
	Focus Group	■	■	■	■	■
	Workshop	■	■	■	■	■
	Workshop (local fun day)	■	■	■	■	■
Sheffield	Meetings	■	■	■	■	■
	Workshops	■	■	■	■	■
Amersfoort	Social Media	■	■	■		
	Open Space Method	■	■	■		
	Meetings	■	■	■	■	■
	World Café Workshop	■	■	■	■	■
Liège	Round Tables	■	■	■		
	Social Media	■	■	■		
	Opinion Surveys	■	■	■		
	Site Visits / Exploratory	■	■	■		
	Walks	■	■	■		
	Charrette	■	■	■	■	■
Bruges	Interactive Website	■	■	■		
	Meeting	■	■	■	■	■
	'Talking with friends'	■	■	■	■	■
	Workshop	■	■	■	■	■
	Experts-Workshop	■	■	■	■	■
Stuttgart	Reports (Press Campaign)	■	■	■		
	Social Media	■	■	■		
	Meetings	■	■	■		
	Symposia	■	■	■		
	Site Visits	■	■	■		
	Workshops	■	■	■	■	■
	Round Tables	■	■	■	■	■
----- <i>Performative Participation</i> -----						
		<p>■ potential level of involvement</p> <p>■ achieved level of involvement in case studies</p>				

Source: own illustration.

and especially on the lessons learnt which can be drawn out of the comparable analysis of the different approaches to participation, not on issues related to planning culture in the different countries which certainly will have an influence on participation practices. The following section provides an overview about what kind of green infrastructure project was implemented within each case study and which participation concept (in chronological order) was used by the project manager to engage the different stakeholders. The case studies employed common and novel participation methods in green infrastructure planning and management. Table 2 illustrates the methods employed in the case studies and the level of involvement they achieved in comparison with the potential level of involvement as outlined in Table 1.

An investment program in Manchester (UK) represents a meanwhile approach to urban land management that transforms unused plots into community spaces. The need for Manchester to grow more of its own food and be less dependent on importing food from outside of the City has been identified as one of the priority actions in Manchester's Climate Change Action Plan – *Manchester A Certain Future* (Manchester City Council, 2009). In

response to this, the City Council's Environmental Strategy Group set up a working group to discuss the process that would be required for taking forward meanwhile sites to a stage where communities would be invited to participate in the development of these sites as temporary community food growing spaces. The idea of the meanwhile site investments is to involve communities and local authority partners to deliver short- to medium-term benefits for residents while establishing clear lines of communication. These types of vacant sites tend to be in deprived areas, where hard-to-reach groups and residents are excluded from the regeneration process. Thus, the aim of the project is to empower these groups, build new relationships and break down communication barriers, improve social cohesion and, more generally, to create sustainable communities. The investigated investment site was not selected by the City but by a local volunteer who established a steering group to develop the site as a food growing site. Following informational presentations concerning the site and opinion surveys to assess initial ideas, focus group interviews and workshops were held to refine opinions and requirements. Round table discussions were part of these workshops. Throughout the process, social media was used to inform the public and a site event workshop (local fun day) was established to work on the site. This participation concept was pinpointed to use a variety of methods to get hard-to-reach groups actively involved in the project. Therefore, the main aim was to inform people and consult them about their needs for a meanwhile use site. Reason for this was to end up having a site that will be accepted and used by stakeholders. While the early planning phases were more technical and expert-led in nature, a higher level of involvement could not be reached based on a lay and low interest community. To support an uptake in interest, the local fun day was used to show the first investment elements that then were modified by the people doing active gardening as an aspect of co-decision (see Table 2).

Sheffield's (UK) investment site is an example of open/green space provision, as part of the *South Yorkshire Green Infrastructure Strategy* (South Yorkshire Forest Partnership, 2011), which directs limited resources to realize multiple benefits and address current sustainability weaknesses. The investment site was a derelict and underused site within a deprived city-center community; as a result, it was identified as a key site in Sheffield's 'Breathing Spaces' program to provide green infrastructure in the city center. Since 2012, several meetings and workshops have been held with the local community—residents and 'friends of' groups—to discuss land transfer and the maintenance and design of the new park. Parallel to the Manchester case study, the major objective of the participation concept was to inform and consult people about their needs. In contrast, no actions have been undertaken to collaborate or interact more intensively with local stakeholders.

The investment in the city of Amersfoort (Netherlands) involves transforming a former hospital site into a new city park while expanding the adjacent city park. In this case, the municipality and citizens act as equal partners in the redevelopment project. To provide a structure for this partnership, a Core Group was formed that includes representatives from all relevant stakeholder groups. The key-essence in this procedure is that there is no bottom-up or top-down approach, but a genuine cooperation at an equal level of authority, in which all stakeholders together aim to reach a goal via creative discussions and workshops to generate ideas and arrive at a joint plan. The Core Group has provided updates on the goals and ideas of the project, the requirements and limitations relating to time and money to the citizens via social media platforms and a series of meetings that allowed the public to respond to these ideas and plans for the park. Furthermore, open space methods and world

cafes were used at the meetings to share participants' ideas on subthemes in small groups (see Table 2). Over eight months, a Redevelopment and Management Plan was developed. Due to this concept of understanding the mutual interests of administration and other stakeholders, the participation methods used were mainly part of the decision-making process and therefore show a relative high level of involvement of stakeholders. They were not only asked about opinions and perceptions, but they were also enabled to decide on their own within the democratic decision rules of the Core Group.

The investment in Liège (Belgium) involves the revitalization of a park, which includes green spaces around a former military fort. Accordingly, the park is part of the City Project (2012–2022), a strategic action plan developed by the City of Liège, which was accompanied by an extensive participatory process. The development of the park contributes to this plan in developing green spaces, recreational spaces and sports and cultural facilities. Round tables and workshops were employed for consultation of stakeholders to analyze the current situation and to develop references and prospective scenarios applicable to the site (see Table 2). Another part related to level of consultation was to conduct site visits and activating opinion surveys, online or as paper surveys, helping to identify the uses, practices, perceptions, needs and wishes of the citizens. Furthermore, participation methods such as charrette and various activities employed in partnership with the surrounding schools (education works, exercises, etc.) have been used for consultation in the planning process. To promote interest in the debate about the planning process and to encourage the distribution of information, a social media platform was established.

The Green Transport Link in Bruges (Belgium) concerns a participation-led development of a buffer zone—as an accessible green corridor—that is part of a massive infrastructure connection in close proximity to a village. During the planning process, the planners decided to pursue community involvement and participation and a participation process that involved the inhabitants of the village and additional stakeholder groups was begun to determine the needs of the village. During a meeting with residents, the project and participation process were explained and the residents were familiarized with the concept of 'talking with friends' workshop. In preparation for these sessions, a stakeholder analysis was conducted and local key stakeholders were contacted and asked to organize 'talking with friends' workshops in which they invited citizens to their homes. The sessions were summarized by a member of the project group using simplified 3D-visualisations that included the group's suggestions for the site's functions. In that way, public administration did a first step in collaborating with stakeholders. Subsequently, an experts' workshop was organized to identify a consensus design for the site. Here, stakeholders were invited to actively co-decide on the most favorite designs for the green corridor. Finally, a second residents' meeting was held to present all outcomes, and the participants were asked to offer their opinions on the consensus design. They could do so by submitting their remarks via the project's website. The outcome was a conceptual plan for the buffer area. This conceptual plan is now the basis for the spatial implementation plan for the buffer area, which will be developed by the City of Bruges.

The 'Industrial Heritage Route' is part of a master plan series intended to direct green infrastructure development to different landscape areas in the Stuttgart region (Germany). The aim is to create a route that showcases and connects the most important industrial heritage sites and several specially designed open spaces. Furthermore, the investment project is intended to be a participatory process that informs and involves the local public

and collects their views, ideas and knowledge to increase the public support for the route. Those objectives demonstrate that the main interest of the regional planning authority was to consult stakeholders and to get them informed. The more general aspects on the route were already decided on as part of a regional master plan. Sixteen municipalities and two counties cooperated on and contributed to this voluntary, bottom-up participation process to elaborate the concept from 2009 to 2011. As a first step, municipalities, counties, historians and local experts were invited to site visits, workshops, symposia and local meetings to jointly elaborate the concept of the route. Further, local experts were invited to informal regular round tables to be informed about the project, to share their ideas and to establish a network. To reach the broader public, a press campaign was launched that provided information about the project and invited the public to contribute to the route with their stories concerning industrial heritage. Additionally, a weblog was created where individuals could upload their stories, pictures, opinions and ideas.

4. Methods

To analyze the participation concepts employed in the case studies, we applied a two-stage approach intended to combine anonymous surveys on participation methods (stage 1) with stakeholders' operating experiences (stage 2) related to the methods and case study concerned. This empirical approach was conducted to reach two objectives. On the one hand, questionnaires have been used to collect information on standardized topics, for example, the knowledge of certain participation methods or the ranking of particular approaches. On the other hand, discussion-based sessions have been used to derive information on content which referred to the individual case studies to provide extended knowledge on stakeholder settings and decision-making processes. In these sessions, a project manager always attended, so that reflections on the participation process could be discussed based on motivations and objectives of the funding body. Together, both steps lead to the conclusions that we elaborate on. Due to this, results of the steps will not be explained separately but in an integrated discussion.

With respect to the different types of investments, actors and green infrastructure planning processes, and thus the individual participation approaches, it was extremely important to combine survey data with discussion results. This improved our understanding and knowledge of a particular planning process and the participation approach embedded in it, as well as stakeholders' opinions of these aspects. Additionally, we used secondary data on the strategic planning process and its background for each investment that we obtained from the project manager responsible. Our approach offers the opportunity to listen to and understand local stakeholders and learn about their attitudes, which are essential aspects of green infrastructure planning (Faehnle *et al.*, 2014).

The survey from stage one was separated into three main topics: participation approaches that respondents have experienced in the past, what the shape of future participation should be and promising supportive tools (e.g. social media, GIS, 3D visualization) that could be used in stakeholder participation. The discussions in stage two build upon the findings and participants' experiences at their respective case study sites. The aim was to have the participants discuss and respond to the following research questions: (1) How has participation in the particular investment been conducted so far? (2) Which participation methods were used and how did you participate? (3) Are you happy with the results of participation so

Table 3. Number of participants per case study.

	Participants
Manchester	4
Sheffield	6
Amersfoort	7
Liège	8
Bruges	11
Stuttgart	14
Total	50

Source: own calculation.

far? Respondents and participants were not given any information to explain participation methods or tools to not bias results as the first questions focused on the acquaintance of participation methods. Still, the terms of the participation methods and tools were mentioned.

Both stages were conducted in a meeting context that resembled a focus group interview concept and were held in each case study region. The investment partners selected the participants according to who the partners believed the relevant actors were. Due to this, the sample is self-selected and not representative. We see this rather as an asset than a drawback of the approach taken as the main objective of this paper is to elaborate on the particular case studies.

Guided by this approach, the next section outlines the results for each case study. Due to the variety of information collected on the participation processes, we present information on the individual approaches, stakeholders' perceptions and reflect this within the logic of the Arnstein ladder concept.

5. Results

For each case study, the results of the stakeholder interviews will be compared with the results of the stakeholder survey. In each paragraph, we discuss the difference between the experienced levels of involvement with the desired levels. By this, we identify case study-specific possible Arnstein gaps.

The multiple-case study approach was based on an embedded approach (Yin, 2009), i.e. several different cases were analyzed using the same structured approach in the interviews and in the survey. Following the approach described above, the results presented in this chapter are derived from an overall sample of 50 individuals who participated in the stakeholder interviews and survey (see Table 3). Although this sample is too small to derive generalizable information, we are able to conclude on differences and commonalities in participation of the green infrastructure projects based on stakeholders' expectations, perceptions and roles. The individual sample sizes are in line with other research papers based on stakeholder interviews (see Llausàs & Roe, 2012; Young & McPherson, 2013; Morphet & Clifford, 2014). Nevertheless, due to this relatively small sample size, only the main results can be extracted and summarized. Accordingly, more detailed statistical methods cannot be used (Yin, 2009).

Throughout the interviews in Manchester, respondents stressed that due to the use of social media and the involvement of key players in the local neighborhood, it was possible to mobilize hard-to-reach groups to participate in the development of the food growing site. This multi-channel approach (standard participation measures combined with social

media) allowed the project leaders to effectively raise awareness. The highly performative nature of the on-site activities that were held was identified as another key asset of the participation process. All major stakeholders meetings and other special events (e.g. fun days) were located on-site. In the stakeholder interviews, this combination of traditional methods, supported by 3D visualizations, and novel, performative approaches was identified as the key driver of success. The 3D visualizations have been identified to have a high potential to help people more clearly understand the design options for green space projects than two-dimensional drawings and plans. In the case of the Manchester investment, results indicate that stakeholders as well as administration were willing to cooperate and to interact intensively. So, a wide set of participation methods was conducted. In the near future, public administration will further enforce the participation concept on the meanwhile sites by more intensively using stakeholders' ideas to reform the local plans.

The results of the stakeholder survey supported these impressions. The site visits and round tables are the participation methods with which the interviewees were most familiar, followed by focus group interviews and workshops. They also rank those methods as effective in the relevant project phases that were conducted. Linking this to the interviews, the positive evaluation of the classical approaches seems to be driven by the site-based and performative nature of their implementation in Manchester. Another interesting issue is that survey participants showed a clear preference for participating at very early stages of project planning. Thus, beyond the participants' highly positive evaluations of the general approach, their wish to be involved in participation a higher degree from the beginning of project planning was equally important. Although stakeholders were involved on a relatively low level compared to the possible degree (as indicated in Table 2), people did not rate this as having a negative impact on the planning process. The success of this case study was therefore based on the interactive nature of stakeholder involvement. Despite this, stakeholders still stated to want at least to co-decide on future planning issues. As mentioned above, due to the positively rated experience while collaborating, the participation concept will integrate this aspect in future interactions.

The second UK case study in Sheffield included a notably different group of participants: a group of (voluntarily attending) students, living close to the park. The students commented on the methods and tools used for the development of the 'breathing space' site. They emphasized that social media is a key instrument in involving not only young but also 'busy' people. Those stakeholders could easily access information on public investments via their mobile devices. Nevertheless, those social media approaches need to be advertised more intensively to create the necessary public awareness. Interestingly, the stakeholder group discussants stressed that a good approach to participation always pairs social media approaches with face-to-face interaction.

Parallel to the results in Manchester, the students that discussed the Sheffield project offer a highly positive evaluation of classical methods such as focus group interviews and workshops, which offer a huge potential for intense interaction between all relevant stakeholders. In addition, they also supported the integration of social media into participatory approaches and the use of 3D and other technical visualization tools. Their view on the project phases that should be most relevant for participation differed substantially from that of the other respondents. The students had a relatively higher interest in timetables and financial figures than in influencing design or implementation. Nevertheless, the interviewees stressed for them a better fitting participation concept would have included more

open methods (e.g. interactive workshops) to enable stakeholders to get better involved in the planning stages they are interested in.

Regarding the Dutch case of a park extension in the city of Amersfoort, the stakeholder group consisted of a mixed group of participants: neighbors, members of the core group and city employees. Most important, the group agreed that the unique approach to the park development, in which a group of stakeholders makes decisions in collaboration with the city administration, was very helpful in delivering acceptable results. In addition, social media tools supported the project's activities. The discussants in the stakeholder group discussions endorsed this combination of a group of active citizens and an open information policy as a blueprint for future projects. It also has to be stressed that a consistent theme in these discussions was that those novel participation methods always need to be supported by standard approaches such as workshops and site visits. Regarding tools, respondents enjoyed the informative power of a social media side, but they would also like to see more 3D models included in the process, for example, by embedding such models in a web viewer. Specifically, participants stressed the power of 3D visualizations to share ideas and to empower many stakeholders to understand the development of green spaces.

The results of the survey did not provide any significant new information regarding participation methods. Here, participants again rated classical approaches quite highly on efficiency and would like to have more web-based supportive elements included in the participation process. In Amersfoort, participants reported an equal interest in being involved in both early and late stages of project development and decision-making. Interestingly, stakeholders stated that they would like to have a permanent influence on the development and maintenance of 'their' park. This should be secured by prolonging the participation concept conducted in the planning of the project and by opening the process for entries of other interested stakeholders. The results show that in this case study, the stakeholders see their requirements on involvement met; there is no Arnstein gap.

The stakeholder group in Flanders, Belgium, consisted of inhabitants of the village, who were engaged in the participation process through organizing and participating in 'friends of' groups; the stakeholder group also involved members of the city administration. All agreed that the approach adopted in the project was highly effective in maintaining the public's interest and in collecting their ideas. The small group meetings from the 'friends of' scheme were regarded as particularly helpful in activating multiple stakeholder groups. Participants stressed that this helped less confident participants in the larger workshops to have an opportunity to contribute to the development of a plan for the green corridor. Regarding the tools employed, they proved an important asset, as there were artists who sketched the ideas and results at every meeting as the lively discussions progressed. This novel approach to visualization is a key element that participants would recommend including in future projects. To them, this way of quickly visually summarizing results is a very good way to make plans accessible for a wide scope of stakeholders. Nevertheless, they believed that having a supportive social media activity would have helped to improve information flows.

The generally positive evaluation of the participation process indicated by the results of the stakeholder interview was confirmed by the survey. Here, participants demonstrated their appreciation of the overall design and the small group session approach by ranking workshops and charrettes relatively highly. Again, respondents expressed their desire to not only have input in the implementation phase but also in the design phases. This opinion

highlights the match of peoples' perceptions on local participation with the level of involvement public administration offered to them.

In the stakeholder group in Liège, local residents and representatives from the city administration and local NGOs all provided input. The decisive element of the project in Liège is that a wide range of participation methods was employed, including walks, workshops, surveys, charrettes and opinion surveys. Discussants in the stakeholder group endorsed this as an important element of success for local participation, as there was substantially more involvement than participants were accustomed to experiencing in local participation projects. They highlighted that this approach helps to increase involvement among stakeholder groups in the project process from a traditional low level to the level of consultation. Nevertheless, there were elements of the participation approach used in Liège that the respondents did not enjoy. They stressed that information regarding the results of meetings/workshops needs to be more actively promoted. Participants suggested that members of the city administration needed to use the social media platform more intensively. Similar to this critique, participants recommended avoiding long time lags between participatory measures and the publication of their documentation/results. Some stakeholders felt lost during the participation process due to this problem. Participants in the stakeholder group stated that the efforts of the city administration to engage many members of the public in the project development are quite new to Walloon citizens. When asked for their recommendations for future projects, stakeholder group participants stressed the importance of events held at the investment site, to allow the public to interact and become informed. Those performative participation approaches should be embraced by standard methods such as workshops and social media information platforms. Some stakeholders stressed that a social media approach can never replace face-to-face events because in an anonymous online discussion, topics are often not related to the investment or are tangential. Taken together, stakeholder expressed a desire for a higher level of involvement in future projects, which should go up to co-decision, which could be achieved through more interaction on-site. The results of the stakeholder survey mirrored the ratings obtained from the other Belgian case study.

In the case study in Stuttgart, all participants in the discussion session were members of local public administrative bodies who were asked to comment on the project of introducing a regional 'industry heritage route.' As planning professionals, they will have a different mindset related to stakeholder participation than other groups. They should be aware of its threads and opportunities and will have made their personal experience with participation. In the interactions with the local municipalities, the regional planning authority mainly consulted stakeholders to inform their regional strategy. In later phases, where design alternatives have been presented, stakeholders were asked to collaborate to identify the best way of representing the industrial heritage route. In this special context, discussants stressed that it is most important to identify the relevant stakeholders who need to be involved and to activate the interests of those stakeholders by involving them in the process. As in the other case studies, the participants highlighted that a mix of participation methods is crucial for successful project implementation. Only such an approach can address many different stakeholder groups using standard face-to-face approaches, survey and information tools and social media and Internet platforms. The increasing demand for and focus on online-based instruments of participation was a particular subject of critique because many social groups are not used to or interested in Internet-based information.

6. Discussion

The results display similarities as well as dissimilarities between case studies' participation approaches and their level of involvement perceived by different stakeholders. This discussion highlights those aspects in more detail and summarizes key issues and tendencies that can be derived from the surveys and interviews, which were subsequently complemented by feedback from the project coordinators, to reveal lessons on how and when to integrate stakeholders in the green infrastructure planning process. Furthermore, arguments in favor of and against participation (see Section 2) from the debate are reflected by means of the case study results.

As illustrated in Table 2, stakeholders were engaged in the case studies by a wide range of methods while the range, mixture and level of involvement differ between the case studies. However, a common pattern in the discussion and survey findings can be identified for all six case studies considered here. Generally, stakeholders in the case study projects rated the applied participation approaches relatively high. The results indicate that many stakeholders in the investigated green infrastructure projects were familiar with most traditional participation methods such as workshops and round tables. They generally have positive opinions of these methods, but like the idea of extending and expanding those using new tools such as social media or 3D visualization to give the public more alternatives for involvement. Stakeholders from all case studies, except from Sheffield, point out that a combination of different approaches to stakeholder engagement to reach all important stakeholder groups was key to success. As outlined in Section 2, this is accurate and in line with the literature, but also costly and time-consuming, which explains why in Sheffield only a few methods were applied. There is also the issue of organizing and linking all participation actions in a multi-channel concept to keep the combination effective and target-oriented (see Section 2). The project in Liège faced this problem, as it was difficult to integrate all participation results and inform the other stakeholders of the conclusions. Gaps in the participation process that reduced stakeholder engagement were an issue. The project coordinators highlighted in the feedback discussion that results of participation processes have to be fed back, integrated and repeatedly discussed with stakeholders. Otherwise, individuals may quit the process and the entire communication and governance process will have to be restarted, as was reported by the project in Sheffield. In Bruges and Stuttgart, the project managers mentioned similar problems that resulted from the time between the participation measures being excessive. Thus, members of the public were waiting for responses to their input without knowing what to expect. The findings show that continuity of participation is identified as being important by both project managers and engaged stakeholders.

Supporting tools for involvement was one major component in the case studies' participation concepts. Social media was applied in all case studies except in Sheffield and Bruges (see Table 2) and mainly appreciated or called for by stakeholders. However, stakeholders also critiqued the application of social media, pointing out that it should only be used together with face-to-face approaches and noting that it excludes stakeholders groups (see Section 2). In Amersfoort, the project manager made negative experiences with social media, as it consumed substantial time and money to maintain the social media website, such as responding to comments, keeping it updated, etc. Therefore, he decided not to use it regularly in future projects. He was reluctant to widely employ social media for collaboration but had no such reluctance in using it for providing information. The project managers of

the other case studies applying social media also used it until the level of consultation, but were more enthusiastic about the new opportunities this tool provides while mentioning that one should be careful employing it. The project coordinator for the project in Sheffield, for example, noted that 3D visualizations could have been used more regularly to discuss design alternatives with the stakeholders at different planning stages not only for different planting options. He was afraid to involve stakeholders by means of 3D visualizations very early and to a higher degree than consultation because their opinion might differ too much from the view of authorities and his resources for participation were very limited. Capitalizing on this opportunity of visually developing ideas in conjunction with local populations to directly influence the design was appreciated in Bruges, as participants could place proposals on a map to indicate their design preferences. The project manager in Stuttgart also found the use of visualizations at the local level very helpful in addition to the classical formats.

According to the findings, the dimension of performative actions (see Section 2) is particularly helpful in inspiring the mixture of methods to develop participation at all involvement levels, as the participants assigned good ratings to green infrastructure projects that included performative elements in the planning processes. This is, for example, the case for the community gardening project in Manchester, which was liked by all stakeholders, most likely because they planned and implemented it themselves. The results of the Liège case study indicate that participation events and actions on site are very welcome by the stakeholders. In Sheffield, where active participation played a minor role, stakeholders suggested an expanded approach for future projects. In other case studies, regular events on the site were part of the participation approach and popular among the stakeholders.

All of the case studies presented here employed a range of methods; however, it seems that the structure underlying the participation process could be improved. This means that there are deficiencies regarding the point at which a participation approach is initiated, the group involved and the purpose of the approach. It appears that the methods were not used to their full potential to guarantee a high degree of involvement according to stakeholders' desires (Arnstein gap), as most participation approaches stopped at the consultation stage, while others stopped at the collaboration stage (see Table 2). The reasons for this varied, including: limited resources for an extensive participation concept in Sheffield; planning culture in Liège, where participation is rarely carried out to a higher level than consultation; partly low interest of the local community in Manchester; and the obstacles of regional planning in Stuttgart. The core group in Amersfoort is the only example in which ideas were directly raised by stakeholders who asked the municipality to collaborate with them on an equal basis in the development of the park. Although the results are not particularly different from those planned by the city planners alone, the responses were positive and the project enjoys a high level of acceptance, as participants are satisfied with their involvement. This governance structure with high stakeholder involvement was needed to stop the long-lasting protest of the stakeholders against the plans of the municipality and consider the participation efforts for the creation of a redevelopment and management plan. Here, local expert knowledge was highly integrated to produce tangible results to ensure genuine, rather than 'pseudo,' participation (see Section 2). The manager of the Stuttgart project had the same experience, as the inclusion of historical experts to gain additional knowledge on historical contexts from the beginning of the project was successful. The experts, in turn, felt that they had introduced the idea themselves. They can find their advice considered in the regional strategy and on the ground. In the Manchester case, decision-making was partly

done collectively and some measures were only considered by stakeholders, while in Bruges, the artist directly sketched stakeholders' ideas to let them see the results of their discussions.

The key results of the analysis relating to the planning stage when participation should be carried out are highly contradictory. Although stakeholders are highly involved in the late planning stages, they would also like to participate to a greater extent in idea collection and planning phases. Project managers often only informed or consulted with stakeholders in those phases. Only at later stages, i.e., design or implementation, were members of the public invited to collaborate or co-decide. Thus, especially at early stages, there appears to be an Arnstein gap. The gap between possible levels of participation and achieved levels of participation is the widest during the early planning stages such as idea collection and design. In our case studies, this gap increasingly declines as the projects move to later planning stages such as planning and implementation. However, while some stakeholders enjoyed being early and highly involved or intended this for the next project, not all do so. In Bruges, Liège and Sheffield, earlier and higher involvement was not asked for. It is not clear whether this was because stakeholders were content with the level of involvement or because they were not aware of the alternatives to participation.

Nevertheless, this shows that the case studies' stakeholders want to be presented the choice of being involved at an early stage and given the option of co-decision in the project and during subsequent stages, and even present a tendency toward empowerment. The Arnstein gaps identified in the early planning stages were clearly identified by the stakeholders and should be closed using suitable participation approaches that allow a high degree of involvement.

Based on our findings, we developed notes for successful participation in green infrastructure planning. Although transferring best practices in participation processes is difficult and will not guarantee success in new cases due to differences in context that must be considered (Luyet *et al.*, 2012), we believe that deriving lessons learnt from our case studies might help others to take a step in the right direction.

- A mixture of different, tailored approaches to stakeholder engagement increases the possibility of suitably addressing all relevant stakeholders.
- Continuity of participation is important to keep stakeholders motivated and to ensure that the process remains on track while potentially saving time and funds.
- Openness about new tools that should be considered such as e-participation enabled by social media, GIS, etc.
- Performative participatory approaches help to practically involve stakeholders, especially hard-to-reach groups.
- A high degree of involvement allows stakeholders to shape the project and feel a sense of responsibility and increases acceptance while providing planners with justifications for their activities.
- Allow early involvement to let stakeholders shape the project from the start.

7. Conclusion

This research paper explores important elements of a participatory approach to green infrastructure planning. We do so using results from a transnational comparison of case studies in four different European countries. The focus of the analysis was on obtaining a deeper

understanding of the *when?* and *how?* of participation in green infrastructure planning, which remains underresearched in planning practice.

We derived our results by analyzing stakeholder interviews and discussions and relating those to the planning processes and participation approaches employed in the case studies using the lens of the ladder of participation. This two-step approach let us combine individual survey data with group discussion data and gave the stakeholders the opportunity to both think solely and argue together about participation. The results indicate that stakeholders are highly supportive of a combination of classical methods of participation with contemporary tools such as social media or visualizations and performative approaches. Conversely, we identified Arnstein gaps in the early stages of participation. In general, stakeholders would prefer up to two levels more involvement than applied. They would like to be involved in the planning of green infrastructure projects to a greater extent (e.g. collaboration or co-decision). In our case studies, the participation methods used at those stages were partly not fully exploited to activating a high degree of participation. Therefore, our main suggestion for further improvements in green infrastructure planning is to implement highly interactive participation methods at very early stages of the planning process. This is not straightforward to implement in practice. Nevertheless, investing in improving the participation process provides substantial benefits in the form of more efficient interaction and better accepted projects.

One important aspect of a planning process is becoming increasingly important: maintenance. We did not address this issue in this paper because the projects in our case studies were at earlier stages of implementation. However, the topic of the long-term management of green infrastructure sites through the use of pinpointed management vehicles is an important topic for further research in participatory planning for green infrastructure. Long-term management represents considerable potential to save public money while improving the ownership and acceptance of a project in the local community via participation.

Acknowledgments

We thank our partners at the INTERREG IVB project VALUE ADDED for their practical support and fruitful discussions.

Funding

This work was supported by the project VALUE ADDED by the INTERREG IVB North-West Europe Program of the European Union.

ORCID

Christine Rymsa-Fitschen  <http://orcid.org/0000-0002-3287-2116>

References

- Albrechts, L. (2004) Strategic (spatial) planning reexamined, *Environment and Planning B: Planning and Design*, 31(5), pp. 743–758.
- Albrechts, L. (2013) Reframing strategic spatial planning by using a coproduction perspective, *Planning Theory*, 12(1), pp. 46–63.

- Albrechts, L. & Balducci, A. (2013) Practicing strategic planning: In search of critical features to explain the strategic character of plans, *disP – The Planning Review*, 49(3), pp. 16–27.
- Arnstein, S. R. (1969) A ladder of citizen participation, *Journal of the American Institute of Planners*, 35(4), pp. 216–224.
- Bailey, K. & Grossardt, T. (2010) Toward structured public involvement: Justice, geography and collaborative geospatial/geovisual decision support systems, *Annals of the Association of American Geographers*, 100(1), pp. 57–86.
- Benedict, M. A. & McMahon, E. T. (2002) *Green Infrastructure: Smart Conservation for the 21st Century* (Washington, DC: Sprawl Watch Clearinghouse).
- Bizjak, I. (2012) Improving public participation in spatial planning with Web 2.0 tools, *Urbani Izziv*, 23(1), pp. 112–124.
- Brown, G. (2012) Public participation GIS (PPGIS) for regional and environmental planning: Reflections on a decade of empirical research, *URISA Journal*, 25(2), pp. 7–18.
- Cerar, A. (2014) From reaction to initiative: Potentials of contributive participation, *Urbani Izziv*, 25(1), pp. 93–106.
- European Commission (2013) *Green Infrastructure – Enhancing Europe’s Natural Capital (Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions)*. Available at <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52013DC0249&from=EN> (accessed 22 January 2015).
- European Institute for Public Participation (EIPP) (2009) *Public Participation in Europe: An International Perspective*. Available at http://www.partizipation.at/fileadmin/media_data/Downloads/Zukunftsdiskurse-Studien/pp_in_e_report_03_06.pdf (accessed 25 June 2015).
- Faehnle, M., Bäcklund, P., Tyrväinen, L., Niemelä, J. & Yli-Pelkonen, V. (2014) How can residents’ experiences inform planning of urban green infrastructure? *Landscape and Urban Planning*, 130, pp. 171–183.
- Hanley, N. & Barbier, E. B. (2013) *Pricing Nature. Cost-benefit Analysis Environmental Policy* (Cheltenham: Elgar).
- Healey, P. (1992) Planning through debate: The communicative turn in planning theory, *The Town Planning Review*, 63(2), pp. 143–162.
- Healey, P. (2008) In search of the ‘strategic’ in spatial strategy making, *Planning Theory & Practice*, 10(4), pp. 439–457.
- Healey, P., Khakee, A., Motte, A. & Needham, B. (1997) *Making Strategic Spatial Plans: Innovation in Europe* (London: UCL Press).
- Kabisch, N. (2015) Ecosystem service implementation and governance challenges in urban green space planning – the case of Berlin, Germany, *Land Use Policy*, 42, pp. 557–567.
- Kunzmann, K. R. (2000) Strategic spatial development through information and communication, in: W. Salet & A. Faludi (Eds) *The Revival of Strategic Spatial Planning*, pp. 259–266 (Amsterdam: Royal Netherlands Academy of Arts and Sciences).
- Kunzmann, K. R. (2013) Strategic planning: A chance for spatial innovation and creativity, *disP – The Planning Review*, 49(3), pp. 28–31.
- Llausàs, A. & Roe, M. (2012) Green infrastructure planning: Cross-national analysis between the north east of England (UK) and Catalonia (Spain), *European Planning Studies*, 20(4), pp. 641–663.
- Luyet, V., Schlaepfer, R., Parlange, M. B. & Buttler, A. (2012) A framework to implement Stakeholder participation in environmental projects, *Journal of Environmental Management*, 111, pp. 213–219.
- Mackrodt, U. & Helbrecht, I. (2013) Performative Bürgerbeteiligung als neue Form kooperativer Freiraumplanung [Performative participation – a new cooperative planning instrument for urban public spaces], *disP – The Planning Review*, 49(4), pp. 14–24.
- Maier, C., Lindner, T. & Winkel, G. (2014) Stakeholders’ perceptions of participation in forest policy: A case study from Baden–Württemberg, *Land Use Policy*, 39, pp. 166–176.
- Manchester City Council (2009) *Manchester: A certain Future*. Available at http://www.manchester.gov.uk/egov_downloads/ClimateChange.pdf (accessed 25 June 2015).
- Morphet, J. & Clifford, B. (2014) Policy convergence, divergence and communities: The case of spatial planning in post-devolution Britain and Ireland, *Planning, Practice & Research*, 29(5), pp. 508–524.

- Newig, J. & Fritsch, O. (2009) Environmental governance: Participatory, multi-level – and effective? *Environmental Policy and Governance*, 19(3), pp. 197–214.
- Roe, M. & Mell, I. (2013) Negotiating value and priorities: Evaluating the demands of green infrastructure development, *Journal of Environmental Planning and Management*, 56(5), pp. 650–673.
- Rouse, D. C. & Bunster-Ossa, I. F. (2013) *Green Infrastructure: A Landscape Approach* (Chicago, IL: American Planning Association).
- Rowe, G. & Frewer, L. J. (2000) Public participation methods: A framework for evaluation, *Science, Technology & Human Values*, 25(1), pp. 3–29.
- Rydin, Y. & Pennington, M. (2000) Public participation and local environmental planning: The collective action problem and the potential of social capital, *Local Environment*, 5(2), pp. 153–169.
- Ryma-Fitschen, C., Rusche, K. & Wilker, J. (2014) The need for participation in green infrastructure planning – Evidence from north-west Europe, in: M. M. Keitsch (Ed) *Proceedings of the 20th Annual International Sustainable Development Research Conference*, pp. 664–672 (Trondheim: International Sustainable Development Research Society (ISDRS)/ Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Department of Product Design).
- Scott, A. (2011) Focussing in on focus groups: Effective participative tools or cheap fixes for land use policy? *Land Use Policy*, 28(4), pp. 684–694.
- South Yorkshire Forest Partnership (2011) Creating & improving our green network, *The South Yorkshire Green Infrastructure Strategy*. Available at <http://www.syforest.co.uk/projects.php?p=273> (accessed 25 June 2015).
- Southern, A., Lovett, A., O’Riordan, T. & Watkinson, A. (2011) Sustainable landscape governance: Lessons from a catchment based study in whole landscape design, *Landscape and Urban Planning*, 101(2), pp. 179–189.
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) (2010) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Local and Regional Policy Makers* (Malta: Progress Press).
- Turnhout, E., Van Bommel, S. & Aarts, N. (2010) How participation creates citizens: Participatory governance as performative practice, *Ecology and Society*, 15(4). Article ID: 26.
- Wilker, J., Rusche, K. & Ryma-Fitschen, C. (2015) Stakeholder participation in north-west Europe: Lessons learnt from green infrastructure case studies, in: M. Schrenk, V. V. Popovich, P. Zeile, P. Elisei & C. Beyer (Eds) *REAL CORP 2015. Plan together – Right now – Overall. From Vision to Reality for Vibrant Cities and Regions. Proceedings of 20th International Conference on Urban Planning, Regional Development and Information Society*, pp. 883–888 (Vienna: CORP – Competence Center of Urban and Regional Planning).
- Williamson, W. & Parolin, B. (2013) Web 2.0 and social media growth in planning practice: A longitudinal study, *Planning Practice and Research*, 28(5), pp. 544–562.
- World Bank (1996) *The World Bank Participation Sourcebook* (Washington, DC: The World Bank).
- Yin, R. K. (2009) *Case Study Research. Design and Methods*. Applied Social Research Methods Series, Vol. 5 (Los Angeles, CA: Sage Publications).
- Young, R. F. & McPherson, E. G. (2013) Governing metropolitan green infrastructure in the United States, *Landscape and Urban Planning*, 109(1), pp. 67–75.

C Artikel: Applying ecosystem benefit valuation to inform quarry restoration planning

Wilker, J.; Rusche, K.; Benning, A.; MacDonald, M. A.; Blaen, P. 2016b: Applying ecosystem benefit valuation to inform quarry restoration planning. In: Ecosystem Services, 20: 44-55; <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.06.003>

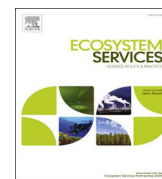
Dieser Artikel basiert auf Ergebnissen aus dem Interreg IVb-Projekt RESTORE – Restoring mineral sites for biodiversity, people and the economy across North West Europe. Die vier erstgenannten Autoren haben den Artikel gemeinsam konzipiert. Außer den Kapiteln zwei, drei, vier und des ersten Unterkapitels von Kapitel fünf ist der Artikel vom Autor dieser Arbeit verfasst worden (insg. ca. 42.000 Zeichen ohne Abbildungen).



ELSEVIER

Contents lists available at ScienceDirect

Ecosystem Services

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecoser

Applying ecosystem benefit valuation to inform quarry restoration planning



Jost Wilker^{a,*}, Karsten Rusche^a, Alexander Benning^a, Michael A. MacDonald^b, Phillip Blaen^{b,1}

^a ILS – Research Institute for Regional and Urban Development, Brüderweg 22-24, P.O. Box 101764, 44135 Dortmund, Germany

^b RSPB Centre for Conservation Science, The Lodge, Potton Road, Sandy, Bedfordshire SG19 2DL United Kingdom

ARTICLE INFO

Article history:

Received 9 February 2016

Received in revised form

13 June 2016

Accepted 14 June 2016

Keywords:

Ecosystem benefit valuation
 Quarry restoration
 Ecosystem services knowledge
 Decision making support
 Valuation framework
 Restoration scenarios

ABSTRACT

European societies and economies depend heavily on a steady supply of materials extracted from quarries. Due to this dependence, a significant amount of space in Europe is covered with minerals extraction sites. For each of these, plans for the post-extraction phase are a policy-required need. The decision on after-use offers room for support by appropriate information to assess which restoration scenario delivers the highest benefits for society and nature. In this paper, we suggest an approach for assessing the wide range of information on ecosystem benefits that are provided by alternative restoration scenarios. Three case studies are presented, for which we develop and discuss integrated ecosystem benefit valuation approaches. The results suggest that, for these three case studies, the value of socio-cultural fulfillment provided by conservation-focused restoration outweigh the value of benign climate that is foregone by restoring to habitats with lower carbon storage and sequestration. Further, these site-specific results demonstrate how information can be narrowed down to be relevant for decision making in quarry restoration. Communication of these results is also key to improve decision making in quarry restoration, in order to increase ecosystem service knowledge among all stakeholders involved.

© 2016 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Mineral extraction, specifically quarrying and open-cast mining, is and will remain of great economic importance for Europe. Today, approximately 7200 quarries cover 250,000 ha in northwest Europe (UEPG – European Aggregates Association, 2012). This means that substantial parts of our landscape and natural areas are being fragmented and reshaped through quarrying, while ecosystems are degraded, damaged or destroyed (Larondelle and Haase, 2012). Post-mining landscapes often differ dramatically from pre-mining ones in terms of surface structure, resource availability and settlement structure (Haase and Rosenberg, 2003). Although post-mining sites are often perceived negatively, they provide opportunities to shape the landscape in a way that coincides with society's desires, which may be

* Corresponding author. Current address: Ministry for Climate Protection, Environment, Agriculture, Conservation and Consumer Protection of the State of North Rhine-Westphalia (MKULNV), Schwannstraße 3, P.O. Box 40190, 40476 Düsseldorf, Germany.

E-mail address: jost.wilker@mkulnv.nrw.de (J. Wilker).

¹ Current address: School of Geography, Earth and Environmental Sciences, University of Birmingham, Edgbaston, Birmingham B15 2TT, United Kingdom.

restoration for the conservation of biodiversity (Tropek et al., 2010; Prach et al., 2011). Restoration can provide benefits by delivering ecosystem services (ES) (see Clewell and Aronson, 2013). According to the Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005), these services can be classified into provisioning, regulating, cultural and supporting services, but there exists a range of other classifications (e.g., The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) (2010), Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) (2013), Peh et al. (2013) and Landers and Nahlik (2013)). The health, social, cultural and economic benefits obtained from ecosystems through ES can be referred to as basic human needs following Maslow's hierarchy of needs (Maslow, 1943; McLeod, 2014). The selected restoration approach crucially affects the future conservation value of restored sites (Tropek et al., 2012), and the same applies for the future ES value.

Responsible authorities and nature organizations as well as operators have a unique opportunity to decide the best way to sustainably restore ecosystems and their services; for example, by creating habitats for rare species. Unfortunately, unlike extraction, quarry restoration and aftercare programs mostly do not directly profit the mining industry, and consequently quarry operators tend to choose restoration options requiring low expenditure. Although the promotional effects and societal benefits of restoration

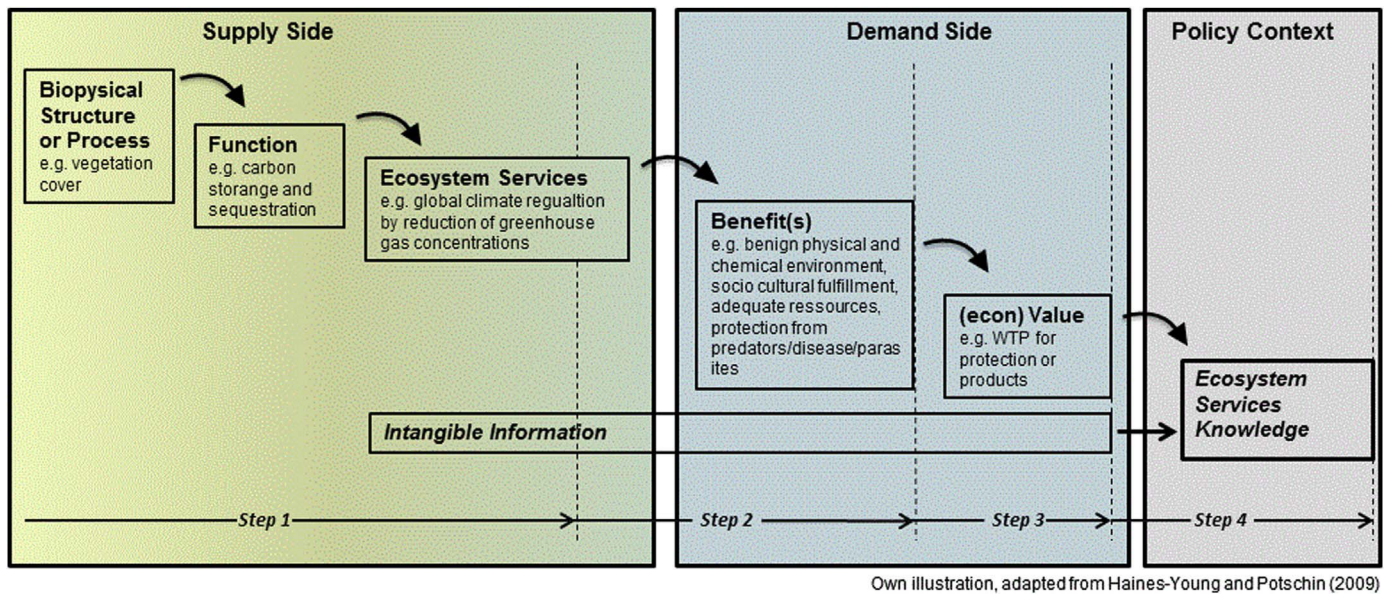


Fig. 1. Ecosystem benefit and ESK production chain (Haines-Young and Potschin, 2009).

are well-known among the minerals industry, landscape aesthetics and other environmental and recreational benefits are often neglected (Damigos and Kaliampakos, 1999, 2003a). This reduces the budget for restoration because the benefits are harder to estimate than the costs. Moreover, it can be difficult to include these benefits in financial analyses or to communicate their complexity to policy makers and the general public. Addressing this issue, economic valuation can help to support decision making when advising restoration options according to societies' welfare and when informing people about restoration benefits (Pearce and Turner, 1990; Kula, 1994; Damigos and Kaliampakos, 2003a; Larondelle and Haase, 2012).

There are several studies employing economic valuation techniques with regard to quarrying (see Kopp and Smith (1993), Damigos and Kaliampakos (1999, 2003a, 2003b), Hasanagas et al. (2009), Lienhoop and Messner (2009) and Papadopoulou et al. (2012)). However, there are relatively few of such studies in Europe, and even fewer of them compare restoration options at a given site (Tropek et al., 2010). Additionally, most studies lack any relation to ES because the ES concept and the concept of ecological restoration have evolved separately to some extent, although they are increasingly being interlinked (de Groot et al., 2010; Larondelle and Haase, 2012; Palmer et al., 2014).

To our knowledge, there has been little effort to formulate an integrated valuation approach of benefits to quarry restoration. We attempt this approach for three quarry restoration case studies in the Netherlands and Belgium through assessing site-specific ES by comparing the current or planned level of service provision to that expected under plausible alternative restoration states. To capture the benefits, we assess ES and use suitable valuation approaches. The concept we are suggesting within this paper is highly influenced by the TESSA ES assessment tool (Peh et al., 2013). Besides this, there is a range of other frameworks available (Förster et al., 2015). Generally, these follow a common logic, which is similar to the steps we use. We extend the rationale of TESSA by focusing more on the valuation of ecosystem benefits (Li et al., 2015) and by emphasizing quarry restoration planning aims. In understanding our investigations, these aims may also include intangible benefits for society or nature that should also be taken into account when making decisions. Therefore, we add site-specific information on those effects to end up with an integrated approach that goes beyond pure monetization of ecosystem

benefits (Martin-Lopez et al., 2014). Through investigating the benefits of ecological restoration, we want to foster more efficient planning for after uses of quarry sites and demonstrate how to spread ES knowledge (ESK), the knowledge about the values of ecosystems and their services among stakeholders. For this reason, we focus on the key ES information needed for decision making, which will allow ecosystem benefits to be practitioner-friendly and therefore easily communicated (Boyd and Banzhaf, 2007). By this means, we link the ecosystem benefits delivered by ecological restoration to their practical implementation. To address the question of how to restore biodiversity and ES at quarries, we believe that such an integrated approach to restoration is required to achieve more sustainable restoration planning (de Groot et al., 2010; Larondelle and Haase, 2012).

2. Ecosystem benefit valuation

The effectiveness of an approach to improve decision making depends on its ability to rigorously include relevant (scientific) information and to conceptualize this information in a concept that is straightforward to understand and use (Scholte et al., 2015). Consequently, the approach presented here uses ecosystem benefit valuation as its cornerstone. Furthermore, by stressing the importance of a place-based approach in a quarry restoration policy setting, our concept is capable of including the relevant non-quantifiable values of ecological scenarios, which are especially important in the context of restoring post-mining sites.

Ecosystem benefit valuation is linked to integrating ES provision into production chain logic (Landers and Nahlik, 2013). Guided by the logical cascade within TEEB terminology (TEEB, 2010; Braat and de Groot, 2012), for an economic valuation of ecosystem benefits, it is crucial to translate ES into a set of relevant benefits for society (Fisher et al., 2011). Importantly, this transformation is necessary to narrow down the theoretically broad set of ES (for example, CICES lists 48 different ES at the class level) to a transferable set of benefits suitable for integrated ES valuation. While ES are well-defined from the supply side angle (Wong et al., 2015), it is important to distinguish the demand side results of the production chain outcomes (see Fig. 1). Our argument is linked to the discussion of Wallace (2007), who noted that people do not directly value ES provided by ecosystem functions. More precisely,

ES are supplied by nature and then demanded in form of benefits by society. Accordingly, when looking at ES and their associated benefits, it is essential to separate supply side assessments from demand side valuations (Martin-Lopez et al., 2014). For this reason we use the terminology for ecosystem benefits suggested by Wallace (2007), which has an added value in our understanding by underpinning that valuation approaches deal with demand side aspects that are grounded in Maslow's basic human needs rather than in the classification of different functions and services of ecosystems (Hattam et al., 2015). This differentiation was already embedded in the MEA (2005), in which the realm of ecosystem services was set into relation to the realm of constituents of well-being (Braat and de Groot, 2012). Current literature suggests that it is necessary to highlight the boundaries between, functions, services and benefits of ecosystems (Hattam et al., 2015), which in our case are highly site-specific. Thus, ecosystem functions and services are linked to ecosystem benefits (Wong et al., 2015), which are then at the center of subsequent valuation approaches (Fisher et al., 2009). We focus on valuing the ecosystem benefits that are generated through the ES provision (Boyd and Banzhaf, 2007; Wallace, 2007) in alternative, realistic restoration scenarios. Therefore, analyzing and assessing ES is an important step - but it is just an intermediate step (see Fig. 1). Using the example of climate change mitigation, it is not the amount of GHG (greenhouse gases) prevented from entering the atmosphere that is essential for economic valuation; rather society demands the ES of GHG sequestration (or avoided emissions) because it ensures a more benign physical and chemical environment. The resulting ecosystem benefit is the "consumable" that is directly linked to human well-being. In this context, it is relevant to highlight that due to its construction, an ecosystem benefit often comprises several ecosystem services. For this reason, the presented logic is integrated while avoiding the double counting of effects (Fu et al., 2011; Landers and Nahlik, 2013).

The stepwise concept for ecosystem benefit valuation we applied to quarry restoration follows four sequential steps. Step 1 and the assessment in step 2 are primarily taken from the TESSA approach (see Peh et al., 2013), whereas the following steps add some new elements comprising benefit identification, monetization and presentation in a restoration decision context.

At the start, conversations with local stakeholders were held to use their specific knowledge to develop relevant restoration options (step 1). One base scenario was created that provided information on what would happen to the site when mining ended. All other scenarios described relevant options for planning depending on aims, budgets and time scale. For each of these scenarios, the supplied ES need to be classified according to a common ES scheme, for example the CICES classification (Fu et al., 2011). It is also possible to stick to other ES classifications like MEA, FEGS-CS or others, depending on the preferences of experts involved (Danley and Widmark, 2016). Within scenario development the ES that are the most relevant for each scenario were highlighted (step 2). "Relevance" in this sense is defined as those ES that distinguish the character of each restoration alternative and display marginal changes between restoration scenarios (Fu et al., 2011; Chan et al., 2012). Many ES are intangible, in the sense that they are not easily quantifiable (e.g., socio-cultural values, rare species' habitats). Nevertheless, they are equally important as the tangible ES (Martin-Lopez et al., 2014). Therefore, they were listed for each case individually to be taken into account in the final recommendations in the concluding step of the concept. They represent key information that is needed in economic valuation approaches, as many ecosystem benefits can be seen as an amalgamation of tangible and intangible ES (Scholte et al., 2015). Following this step, we carefully re-sorted the set of relevant ES, referring to the production chain logic to narrow down the

necessary data and information for the later steps.

It is important to note that step 2 focuses on the changes in ES provision that accrue due to the different planning scenarios that were developed in step 1. For the economic valuation approach, those changes are measured in their supplied quantity and then are related to price information. Therefore, in step 2, the quantities of the identified ES were assessed physically. Following the site-specific approach, quantities were determined by using primary data collection or by transferring secondary data from other policy sites. As an important intermediate result, step 2 delivered quantified ES.

In Step 3 we used the assessed values of the ES and integrated them into economic valuation methods to gather information on the prices for ecosystem benefits. ES themselves cannot be measured on the same scale, and therefore, their benefits are monetized to be compared (Damigos, 2006). More precisely, as mentioned above, the benefits are a mix of several overlapping ES. Therefore, ecosystem benefit "assessment" focuses on how those welfare impacts can be framed in an economic valuation method (Fisher et al., 2011). There is a wide range of existing economic valuation techniques for estimating the value of ecosystem benefits (McConnell and Walls, 2005; TEEB, 2010). In our approach, the monetary value of benefits is estimated using the Total Economic Value framework (Pearce et al., 2006; Martin-Lopez et al., 2014), which structures the components of a goods' or services' value into use and non-use values. For the valuation of these components, there are two main branches of economic valuation for public goods that are suitable for determining specific benefits: revealed and stated preference techniques (European Commission, 2009). In addition, benefits transfer provides an indirect valuation approach (Richardson et al., 2015); although this method links back to some other revealed or stated preference approach. The reason for the distinction of the methodological approach is based on the value component that the user wants to value. In case the analysis is looking for use values, especially revealed preference methods can be used. Revealed preference methods are based on market prices and address the problem that for most public goods, market prices cannot be identified directly (Bateman et al., 2011). In this way, these methods quantify the influence of preferences for non-market goods or services based on actual markets for other goods (Pearce et al., 2006). The travel cost method (TCM) is a revealed preference method, whose basic assumption is that there is a relation between the use of a public good and the costs incurred for the use. Stated preference methods are survey based and therefore are able to extend the analysis to include also non-use values by creating hypothetical market situations (Stewart and Kahn, 2009). Thus, a market and a demand for ecosystem benefits are simulated by revealing willingness to pay (WTP) or willingness to accept (WTA) values for hypothetical changes in the provision of ES (TEEB, 2010). In contrast to revealed preference methods, stated preference methods such as contingent valuation (CVM) are able to capture non-use values and are applicable before and after an intervention (Pearce et al., 2006). The third general valuation approach is benefit transfer, which describes the use of economic research data gathered mostly from a revealed or a stated preference study, which would be conducted at a particular place and time, the "study site", to predict welfare estimates for another site, the "policy site", for which primary information is not available (Wilson and Hoehn, 2006; Johnston and Rosenberger, 2010). As a result, benefit transfer is only applicable "if a study already exists that valued a good similar to the good in question" (Ready and Navrud, 2005, p.196). In step 3 of our approach, we selected and conducted a valuation approach based on the site-specific circumstances. The status of the mining and planning activities affected the choice of a specific valuation method. If no restoration has taken place yet in the application phase of our research,

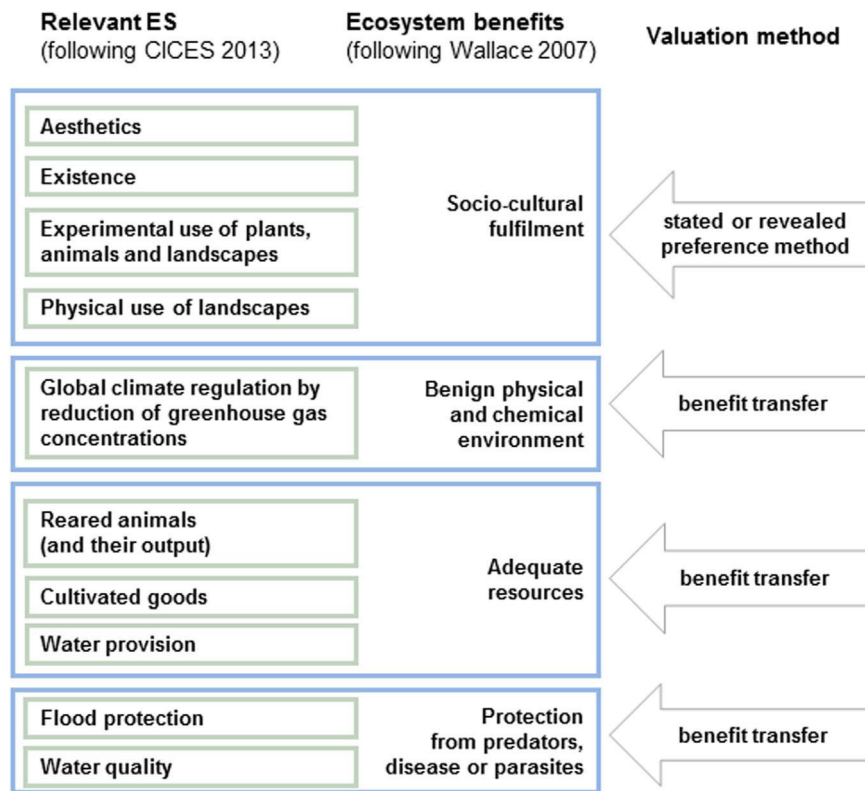


Fig. 2. Relevant ES, ecosystem benefits and suitable valuation methods.

revealed preference methods could not be applied. Thus, when applying valuation at an early stage (i.e., before restoration) to inform decision making mostly only stated preference methods are applicable. The possible valuation methods were then tailored for each site based on the identified ecosystem benefits of the alternative states and the initial field results (see Fig. 2). In essence, step 2 provided the basic information for designing alternative scenarios that are presented in questionnaires. The focus on ecosystem benefit valuation and comparison delivers sufficient, also intangible, information for the decision-making process.

Finally, step 4 summarized all information gathered so far. As highlighted in the introduction, quarry restoration is highly case sensitive. This is why we collected tangible as well as intangible information on restoration alternatives and combined this information to feed into the decision-making processes to enhance ESK. The planning alternatives were therefore described briefly to introduce key stakeholders to the basis of the decision. In reports or overviews, the valuation approach was discussed more broadly. More importantly, whenever presenting the monetized benefits, it is important to connect these money values with any intangible benefits from the restoration alternatives that have not been included in step 2, for example, the chance to create rare habitats that are not replaceable somewhere else. Taken together, these summaries could be further used and interpreted by stakeholders in discussions within the planning process.

3. Case studies and their restoration alternatives

We applied the ecosystem benefit valuation concept described (step 1–4) above to three quarry sites (see Fig. 3). Case studies 1 and 2 are both limestone quarries located in the province of Limburg in the Netherlands, but differ in size and in their current state (see Table 1). Whereas case study 1 is already restored as a nature reserve and covers 41 ha, case study 2 is considerably

bigger (135 ha) and is still partly under extraction; half of the site is already restored or under restoration as a nature reserve. The third case study, a former clay quarry situated within the polder area of West-Flanders in Belgium, is restored as a wetland area with reed beds and shallow water (11.2 ha). All three case studies feature important biotopes and are of special interest in terms of regional biodiversity.

Case study 1 is part of an area containing agriculture and woodland. As a result of extraction, the quarry is embedded in steep slopes. In its current restoration state, it contains 14.2 ha of grassland and 26.2 ha of woodland. Keeping in mind the need to meet EU guidelines regarding the protection of endangered species and preserving their habitats (see Council Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora; Council Directive, 2009/147/EC on the conservation of wild birds), the quarry site is actively managed as a nature reserve by provincial landscape non-governmental organizations (NGOs). After extraction, part of the site has been managed by grazing with goats to prevent natural succession and to maintain grassy habitats and key microclimates that are vital to several species of conservation interest. The site currently provides habitats for several species of conservation interest, including the eagle owl (*Bubo bubo*) and the yellow-bellied toad (*Bombina variegata*). Public access to the grazed section of the site is limited to a small number of guided tours to minimize disturbance, although there is a footpath along the cliff top and several viewpoints overlooking the quarry. The steep slopes form a regionally unusual landscape, influencing the perception of aesthetics as a relevant ES for the site (see Table 1). The alternative restoration scenario considered for the site was recreational woodland with unrestricted access for the public. This was selected based on discussion with the NGOs involved, as it had been the originally planned restoration and is a common local land use. In this case, all grassland would become woodland (Prach et al., 2013), which according to the NGOs involved would make the site unsuitable for the amphibians and Lepidoptera of



Geodata: GADM, OSM, CLC 

Fig. 3. Location of case studies.

conservation concern that currently utilize the open grassland. Because of the access, there is a distinct difference in the ES provision of physical use of landscape between the two restoration states. Thus, the two restoration states show a different provision

for the ES existence of landscape and rare species and for experiential use of plants, animals and landscape. With different sizes of vegetation stocks, restoration also determines the provision of global climate regulation by reduction of greenhouse gas

Table 1

Case study overview.

Case study	Substrate	Size	Location	Current/planned state	Alternative state	Relevant ecosystem services	Ecosystem benefits	Valuation method
#1	Limestone	41 ha	Province of Limburg, NL	Already restored as a nature reserve and habitat for protected species (yellow bellied toad, eagle owl) with restricted access (guided tours, not public) but paths and viewpoints around the site;14.2 ha grassland, 26.2 ha woodland	Unmanaged wildlife, recreational woodland area with public access and viewpoint;41 ha woodland	<ul style="list-style-type: none"> - Aesthetics - Existence of landscape and rare species - Experiential use of plants, animals and landscape - Physical use of landscape - Global climate regulation 	Socio-cultural fulfillment	Travel Cost Method based on visitor survey
#2	Limestone	135 ha	Province of Limburg, NL; adjacent to a nature reserve that is important for recreation for the residents of the bordering city of Maastricht	Extraction ongoing until 2018, existing transformation plan for a managed nature conservation area with public access containing different pioneer vegetation, calcareous grassland and open water areas, half restored as a nature reserve and habitat for settled eagle owl;110 ha grassland, 9 ha woodland, 16 ha open water	Woodland results from natural colonization without public access;135 ha woodland	<ul style="list-style-type: none"> - Aesthetics - Existence of landscape and rare species - Experiential use of plants, animals and landscape - Physical use of landscape - Global climate regulation 	Socio-cultural fulfillment	Contingent valuation via visitor survey
#3	Clay	11.2 ha	Polder area of West-Flanders, BE; adjacent to a popular cycling trail	Already restored as a wetland area with reed beds and shallow water including reed marsh and shrubland; important habitat for birds such as little bittern, bittern and spoonbill; no public access to avoid disturbance but walking trail to two bird hides; 3.6 ha reed marsh; 1.1 ha rank grass; 6.5 ha open water	Farmland with cattle grazing without public access;10 ha meadow;1.2 ha for infrastructure	<ul style="list-style-type: none"> - Existence of landscape and rare species - Experiential use of plants, animals and landscape - Physical use of landscape - Global climate regulation - Reared animals and their outputs 	Socio-cultural fulfillment	Contingent valuation based on visitor survey
							Benign physical and chemical environment	Collected field data and benefit transfer based on collected field data
							Benign physical and chemical environment	Benefit transfer based on habitat areas
							Benign physical and chemical environment	Collected field data and benefit transfer based on collected field data
							Adequate Resources	Benefit transfer based on farm reports

concentration, an ES that acquires special interest given the increased relevance of climate change (step 1). These relevant ES offer two ecosystem benefits: benign physical and chemical environment is generated by the ES global climate regulation, and the other relevant ES deliver socio-cultural fulfillment (see Fig. 2) (step 2).

Case study 2 is a currently active mining site south of Maastricht, adjacent to the River Meuse and close to the Belgian border (see Fig. 3). It covers 135 ha of which 70 ha are already restored or in process of restoration as a nature conservation area. The area of the quarry is of special ecological interest, as eagle owls nest there. The quarry is surrounded by recreational landscape including a walking and cycling network, a historical World War II memorial site, and a nature conservation area. According to a transformation plan the whole quarry will be restored as a nature reserve with public access and handed over to an NGO for management in 2020. In addition to the planned restoration scenario, we investigated an alternative restoration state featuring a recreational woodland area as the result of natural colonization assuming no nature management is undertaken (step 1). Both scenarios include a path network that provides internal access. As case study 2 shows conditions similar to the first case study (i.e., substrate, restoration scenarios), the relevant ES and ecosystem benefits are assumed to be broadly similar (see Table 1), although some ES, such as physical use of landscape, that are characteristic of both scenarios show more distinct tendencies in provision than in the former case study (see Fig. 2).

Case study 3 is a former clay quarry ecologically restored as a wetland area. The site covers 11.2 ha, of which 3.6 ha is reed marsh, 6.5 ha is open water and 1.1 ha is rough grassland. The wetland area is set apart from the surrounding farmland, and is an important habitat for birds such as little bittern (*Ixobrychus minutus*), great bittern (*Botaurus stellaris*) and spoonbill (*Platalea leucorodia*). A walking trail leads to a platform with two bird hides offering a view over parts of the site. However, there is a walking and cycling path south to the restored quarry with a picnic table and an information board directly at the entrance of the trail to the hides. Derived from the historic and adjacent land use, farmland with cattle grazing was offered as the counterfactual restoration scenario (step 1). As both scenarios differ in character, different ES are relevant: the wetland provides high levels of biodiversity, is a special feature in the landscape of the cultivated polder area and offers the possibility for humans to connect with nature. Thus, the ES existence of rare species and landscape and experiential use of plants and animals were identified. The farmland would instead produce agricultural outputs which are related to the ES reared animals and their outputs. In both cases physical use of landscape and carbon storage and sequestration are marginal due to restricted access to the site and a lack of recreational infrastructure, and accordingly due to young reedbeds on-site and the cultivated vegetation and cattle grazing respectively. The ecosystem benefits gained by these ES following our methodology are summarized in social-cultural fulfillment covering the ES existence of rare species and landscape, experiential use of plants and animals and physical use of landscape, the ES global climate regulation is assigned to the benefit benign physical and chemical environment and the ES reared animals and their outputs belongs to the benefit adequate resources.

4. Ecosystem benefit assessment and valuation

4.1. Benign physical and chemical environment

Benign physical and chemical environment is assessed by measuring and valuing the ES global climate regulation by the

reduction of greenhouse gas concentration in the form of habitat-specific greenhouse gas (GHG) flux for both scenarios. Therefore, the area of broad habitat types (e.g., grassland, woodland) was calculated for the current states and for the alternative scenarios (see Table 1). Carbon values were based on data collected on site for above-ground biomass (for case study 3) and for soil organic carbon (for case studies 1 and 3); soil organic carbon values for case study 2 were based on those from similar habitats at case study 1. Soil organic carbon values were derived for each habitat type from 10 randomly-distributed field samples taken using a conventional soil auger (45 mm diameter). The depth of the organic layer was measured in the field and carbon contents were determined using the loss-on-ignition method (Nelson et al., 1996). Results were used to determine the mean soil carbon content for each habitat type on a per unit area basis. More detailed information on carbon sampling methods is presented in Blaen et al. (2016). Other values for the above- and below-ground biomass were based on published values for appropriate habitats (Allard et al., 2007; Morison et al., 2012; Thomas et al., 2011). Total carbon storage was estimated by summing soil organic matter and above-ground and below-ground biomass for each habitat type and multiplying it by the habitat area for both restoration scenarios. As net GHG sequestration (i.e. land-atmosphere exchange of CO₂, N₂O and CH₄, expressed as CO₂ equivalents, CO₂-eq) is a long-term process, annual sequestration values were generated from literature values associated with habitat types present at each site (Anderson-Teixeira and DeLucia, 2011; Morison et al., 2012) and expressed as CO₂-eq ha⁻¹ year⁻¹. The final valuation of benign physical and chemical environment covers a benefit transfer of monetary values for carbon storage and GHG sequestration derived from the literature and transferred to the collected data. Therefore, the amount of annual carbon storage (in tons) is multiplied by the social price for one ton of carbon that implies the “damage [...] prevented if greenhouse gas emissions are reduced” (van den Bergh and Botzen, 2015, p. 33). We apply the shadow price of EUR 39 per ton (USD 43 converted using the exchange rate on 23 January 2015), which is a result of a comprehensive literature review (see Tol, 2005).

4.2. Socio-cultural fulfillment

To assess the benefits related to socio-cultural fulfillment for all three case studies, a survey-based approach was undertaken, applying a TCM or a CVM (see Table 1).

For case study 1, 103 face-to-face interviews were held with visitors on site in March and April 2014 to survey travel costs and to collect further information on the ecosystem benefit socio-cultural fulfillment. When applying the TCM, respondents were asked about their activities on and attitudes toward the site and their visitation and travel behavior for each restoration scenario. This was done in order to investigate the attractiveness of the site and its components and link them to relevant ES. For comparison of the two restoration scenarios the alternative restoration state of recreational woodland with unrestricted access was explained to respondents' to find out whether visitation frequency and enjoyment of the area would change. A visitor count was also conducted to allow the estimation of annual visitor numbers. To value the socio-cultural fulfillment benefits for both scenarios, travel costs accrued to users for visiting (e.g. for food and drink, car parking, etc.) are calculated that represent the minimum value people attribute to the restoration site. Based on the estimated annual visitations and the post codes surveyed, the total number of kilometers covered due to visitations for one year is generated. In a second step, each kilometer is priced with an average cost of EUR 0.30, a standard lump sum to cover expenses for car use, including gas, insurance and maintenance (Zerbe and Bellas, 2006).

In the CVMs, which were applied to case studies 2 and 3, questionnaires were developed to create hypothetical payment scenarios. The restored quarry, the alternative state, the institutional context and the way it would be financed were described. To estimate the attractiveness of the restored quarry and to consider the importance of relevant ES, participants were surveyed on their reasons and frequency of visiting and their attitude toward the site and its restoration. Actions mentioned by respondents' such as bird watching and exercise were linked to relevant ES (nature experience and physical use of landscape in these cases). Further, a random sample of people visiting the quarries was asked to express their WTP for the presented scenarios and their related ES provision. A hypothetical fund was created gathering visitors' single payments to finance the restoration. For case study 2, an online survey was conducted from September to November 2014. The survey was promoted via the developers' website, social media tools and via an event in Maastricht and was freely accessible online and in the information center onsite. In total, 67 respondents, mainly from the surrounding area, were reached. Although most of the quarry is still an active extraction site the parts that are already restored allowed to survey visitation behavior with reference to the planned restoration state. The planned and alternative restoration scenarios were explained to the respondents by using described visual images in order to support respondents' imagination of the restoration actions. The visualizations were linked to a hypothetical one-off-payment and the option to refuse any payment. Applying the CVM during that same time period, 69 face-to-face interviews were conducted for case study 3 at the bird hides, the picnic table, at a cycling and walking path and at a visitor center nearby the restored quarry. Mean WTP values and further information (i.e., visitation behavior) collected from these surveys for both sites enable an assessment of the ecosystem benefit socio-cultural fulfillment for the restoration scenarios.

4.3. Adequate resources

Adequate resources are only a relevant ecosystem benefit for the farmland scenario of case study 3. Here, production output in the form of reared animals and their outputs were valued by using net profit per hectare and average stocking rates for the particular area. This local data was provided by a local land agency, and assume cattle grazing at an average of 4 cattle per hectare.

5. Results of ecosystem benefit assessment and valuation

5.1. Benign physical and chemical environment

Currently case study 1 consists of 14.2 ha of grassland and 26.2 ha of woodland. In the alternative scenario, the area would be woodland only. Applying primary field data acquired and existing literature values reveal total annual flux of CO₂ equivalents of 321.02 t [standard error 238.67 t] for the nature reserve and 727.2 t [standard error 654.48 t] for the recreational woodland (see Table 2). Woodland would store more CO₂ equivalents than the nature reserve, which results from the significantly higher above ground biomass in form of additional trees. For case study 2 the annual total carbon storage is estimated to be 690 (± 621) tons for the nature reserve scenario. Due to an increased vegetation stock (especially trees) CO₂ equivalents values for the woodland scenario would be a fourfold of the amount that are stored by the nature reserve. For case study 3 both scenarios are estimated to emit CO₂ equivalents while farmland (36.99 t) would emit significantly higher values of CO₂ equivalents, due to cattle and fertilisation than the wetland (0.68 t). For all case studies the quantity

Table 2
Ecosystem benefit assessment and valuation

Case study	Socio-cultural fulfillment	Method and survey		Visitor estimates		Relevant ES values		Benign physical and chemical environment		Adequate resources (based on farm data)	
		Current/planned	Alternative	Current/planned	Alternative	Current/planned	Alternative	Current/planned	Alternative	Current/planned	Alternative
#1	TCM; Face-to-face interviews on site in March and April 2014; n = 103	Single visits/yr: 9,250	Single visits/yr: 7,233	Travel costs about EUR 56,500/year	Travel costs about EUR 44,200/year	aesthetics, experiential use and existence	Net GHG sequestration/year: 321 ± 239 tCO ₂ eq/yr; valued at 12,520 ± 9308 EUR/yr	Net GHG sequestration/year: 727 ± 654 tCO ₂ eq/yr; valued at 28,361 ± 25525 EUR/yr	Not relevant	Not relevant	Not relevant
#2	CVM; Online survey, Sept. to November 2014; n = 67	N/A	N/A	EUR 6.84 mean WTP/visitor	EUR 0.79 mean WTP/visitor	experiential use, existence and physical use	Net GHG sequestration/year: 690 ± 621 tCO ₂ eq/yr; valued at 26,910 ± 24219 EUR/yr	Net GHG sequestration/year: 2,430 ± 2187 tCO ₂ eq/yr; valued at 94770 ± 82,293 EUR/yr	Not relevant	Not relevant	Not relevant
#3	CVM; Face-to-face interviews on site and at local visitor center in Sept. to Nov. 2014; n = 69	Single visits/yr: 415	Single visits/yr: 155	EUR 14.92 mean WTP/visitor	EUR 1.11 mean WTP/visitor	physical use (cycling), experiential use and existence	Net GHG sequestration/year ^a : -0.7 ± 29 tCO ₂ eq/yr; valued at -27 ± 1139 EUR/yr	Net GHG sequestration/year: -37 ± 62 tCO ₂ eq/yr; valued at 1443 ± 2417 EUR/yr	EUR 0	EUR 6,500	EUR 6,500

^a negative values for net GHG sequestration indicate emission

of CO₂ equivalents is multiplied with the price of EUR 39 yielding the annual monetized benefits for benign physical and chemical environment (see [Table 2](#)).

5.2. Socio-cultural fulfillment

Visitor surveys indicated that most visitors to case study 1 are locals or from the region: fewer than ten per cent of the visitors lived more than 30 km from the site. When asked about a change in their enjoyment in the area if the quarry was restored as accessible woodland, most visitors (58%) indicated that they would enjoy the site less or much less, and only one third would appreciate it more than in its current state. This indicates that the ES experiential use and existence are more important to respondents than the physical use of the landscape, which would be higher in the case of accessible woodland. In total, the responses indicate that the restoration strategy chosen provides higher socio-cultural fulfillment benefits and that people prefer to have a different habitat and scenery that stands out from the surrounding area. This is also reflected in the visitation frequency for both scenarios: in the case of the alternative restoration - the recreational woodland, which influences the view, the existence of species and therefore the relevant ES - only 26 percent of the interviewees would visit the area to a similar amount. Estimating the total visitor numbers for both scenarios by combining the information from the user count and the information from the survey shows that the alternative scenario has a number of annual visitations that is a little more than 20 percent lower than the current nature reserve (see [Table 2](#)). This procedure exhibits a total annual amount for travel costs of approximately EUR 56,500 for the current restoration as a nature reserve and, due to the lower visitation rate, of approximately EUR 44,200 for the alternative restoration as recreational woodland.

The survey further revealed that the nature and wildlife experience is by far the most important reason for visiting the quarry and the surrounding area. Respondents stated that it accounts for nearly 58 percent on average and 80 percent as a median value of their reason for coming to see the site. Other prominent reasons are enjoying the scenery and landscape, tranquility and walking the dog. This shows that the site and the area offer high recreational potential and are important for people's well-being and relaxation. When visitors were asked about the aspects that attracted them most about the quarry, a high appreciation of the distinctive topography, "roughness", view and composition of natural elements and colors was revealed; these were stated by 55 percent of respondents and show the aesthetic value perceived from the quarry, which stands out from the surrounding landscape and thus becomes a point of interest. Another relevant feature that attracts is the presence of animals (24%) such as goats grazing as well as the eagle owl and amphibians settled within the quarry. This highlights that visitors notice and appreciate the habitat provision and the current nature management and that limitations to the use of the site such as the inaccessibility are accepted.

For case study 2 analysis 67 respondents were surveyed in the context of a CVM. More than two thirds of the interviewees were from Maastricht and half of these live in the neighbourhood adjacent to the quarry. The most popular reasons for visiting the quarry and the surrounding area were nature experience, tranquillity, walking and cycling. More than three quarters of the interviewees said that they visit the area for nature and wildlife experience, which is by far the most stated reason for visiting. This underlines the high relevance respondents relate to the area regarding nature and wildlife and at the same time the already high provision of the ES existence of rare species and experiential use of plants, animals and landscape. It also may reveal that the efforts taken to develop habitats and protect species at the restored parts

of the quarry and the area are welcomed by visitors. Biodiversity and opportunities for nature based recreation were rated particularly highly positive by respondents. Tranquility is the second most important reasons for respondents to visit, which amongst others may indicate a preference for the appearance of the area and furthermore emphasizes the significance of the area as a local recreation area close to the city of Maastricht. With about one third of the respondents naming walking and 16 percent stating cycling as a preferred activity, the area seems also to be attractive as a place for exercise based activities. However, these activities that can be assigned to the ES physical use of landscape are less important than others and currently only possible in the environment around the quarry as the quarry site is not open to the public due to access restrictions because of extraction. However, leisure possibilities were valued as "quite good" on average, but respondents express room for improvement with regard to the accessibility and the integration into the surrounding which both address infrastructural issues of the quarry in its current state including extraction and restricted access.

Case study 2 seems to be widely known and visited among the respondents. Many of the respondents visit the quarry at least "several times a year" (40%). When asked about the preference for a restoration scenario about 80 percent of the respondents favoured the managed nature reserve against the unmanaged woodland. The nature reserve and the woodland were both described as being accessible by the public. The survey revealed that accessibility and therefore the possibility to directly experience nature was an important feature for the interviewees. However, the clear preference for the nature reserve and therefore the planned restoration as outlined by the transformation plan is also proven by the WTP ratios: 79 percent of the respondents would pay a single payment for the realisation and maintenance of the area as a nature reserve with public access while only 21 percent would do so for the area being transformed into unmanaged woodland with public access. WTP among all respondents' is also a lot higher for the planned restoration state (6.84 €) than for the alternative restoration state (0.79 €). The majority of interviewees who declined payment specified that they do support restoration actions but not in monetary terms. In their opinion the public is not responsible to pay for quarry restoration, which indicates that they expect the mining industry and possibly the government to take care of abandoned quarries. Nevertheless, the high popularity of the managed nature reserve scenario highlights the importance of ecological restoration and links the ES existence of landscape and rare species and experiential use of plants, animals and landscape to case study 2.

From the 69 respondents interviewed on the current wetland and the alternative farmland scenario of case study 3 the most popular reasons for visiting the restored clay pits, mentioned by around two thirds of the interviewees, were nature and wildlife experience, cycling, tranquility and landscape. Most of those who selected nature and wildlife experience as a reason for visiting stated that this was the main reason for visiting. This may highlight the high relevance respondents relate to the area regarding nature and wildlife. The fact that more than one third of the respondents visit the area and the site in order to watch birds as a more specific form of wildlife experience further indicates that the efforts to restore the site as a wetland area and an important bird habitat and the installation of bird hides are welcomed by visitors. The survey revealed that case study 3 is especially visited and used for its natural features and remoteness. Nearly every respondent agreed that the clay pits are an important habitat for birds and species (94%), which means visitors see the potential for biodiversity and notice the provision of the ES existence of rare species (in particular birds) and experiential use of plants, animals and landscape. The frequent reference to tranquillity and enjoying the

landscape indicate a preference for the appearance of the area and potentially positive effects on mental health such as stress reduction as both aspects are important for people's relaxation and well-being. Cycling as one important reason for visiting is most likely closely connected with a quiet road, which forms part of a regular route adjacent to the site which makes the area accessible for exercise based recreational activities.

Many respondents did not visit the area daily or several times a week, but only few times a year. When asked which restoration scenario they prefer nearly two thirds (65%) of the respondents stated they would not visit if the site was farmland. In total the average visitation frequency would decrease by 40 per cent. Most of the visitors who would still visit the area are living in the region, while visitors staying temporarily such as second home owners and tourists would refuse visiting. Interviewees' preference for the current restoration state is also revealed in the WTP ratios: 43 percent of the respondents were willing to contribute to a hypothetical fund in order to create and maintain the wetland as it is. Relating this to the whole sample yields an average WTP of EUR 14.92. There are significantly fewer visitors (only 3%) willing to pay for restored farmland, which results in a distinctive lower mean WTP of EUR 1.11. With regard to both scenarios more than half of the respondents refusing a payment do not feel responsible paying for restoration. Some of those not willing to pay for restoration to farmland stated the reason is that they prefer restoration as a nature reserve over farmland. However, in general respondents strongly supported (93%) that public money is spent on nature restoration such as in case study 3.

5.3. Adequate resources

For the ecosystem benefit adequate resources in case study 3, the acreage of the site was used to calculate the number of cows that would graze on site in the alternative scenario. In this case, 10 ha would be usable for grazing. Populating this area with an average of 4 cows per hectare would yield a net profit of EUR 650 per hectare. In total, the benefit of providing adequate resources would sum up to EUR 6,500 annually. Currently the wetland has no grazing.

6. Discussion

These results have important messages for the ecological restoration of quarries and for how it could be supported by an integrated ecosystem benefit valuation approach (step 4).

Taking a look at all three case studies, it becomes apparent that socio-cultural fulfillment shows a significantly more distinct difference between the two restoration scenarios than the other relevant benefits investigated. This emphasizes the importance of considering the societal benefits within quarry restoration (see Chan et al., 2012; Scholte et al., 2015). Moreover, it confirms that the implementation of EU guidelines regarding the protection of these species and that preserving or creating their habitats through quarry restoration is widely appreciated and preferred among the public. This result emphasizes the need to consider intangible information during decision making (step 4).

In case studies 1 and 2, the values for benign physical and chemical environment are higher in the alternative scenarios than in the current and planned state due to the differences in the vegetation present. If the restoration of these sites had attempted to maximize this benefit, even though both the absolute values per hectare and the net differences between the two sites are modest, then a different restoration strategy would have been considered. However, at all three sites, the survey respondents preferred the current state as a nature reserve. Allowing different restoration

strategies, whether by allowing natural succession or by active management to achieve a different state would compromise the ability of these sites to provide habitat for species of conservation concern. That the respondents of the surveys prefer the nature reserve state suggests that there is some understanding of the importance of nature conservation, even if it involves restricting access to sites and therefore the visitors own direct experience of the species of interest. It also suggests that the creation of some managed habitats may provide greater aesthetic pleasure to visitors than the likely alternatives of natural succession or productive agricultural land. This is consistent with other studies in the UK that have found that people highly value restoration of mineral sites for conservation, often in conjunction with the provision of recreational opportunities either at the same sites or within the landscape (Olsen and Shannon, 2010; Blaen et al., 2015).

However, the assessment of a small number of ecosystem benefits using a small number of case studies does not indicate that nature conservation will always provide the greatest net benefit to society. In fact, the greatest lesson from this study is the importance of incorporating ES values into restoration and the transferability of the process that was undertaken at the three sites. The ES concept addresses the real value of the environment and attempts to capture and to visualize the processes through which natural ecosystems provide benefits to human society (Cowell and Lennon, 2014). The approach we have taken demonstrates an attempt to account for this. In this way, ecosystems could be protected and developed through better informed decision making and by integrating ES knowledge (ESK) into governance processes (Jordan and Russell, 2014). ESK is the knowledge about the services provided in a certain area, such as a restored quarry. To gain support for ecological quarry restoration, the case study results highlight the importance of embedding ESK into decision making by providing relevant information in form of monetary values and more intangible, qualitative values (Cowell and Lennon, 2014; Turnpenny et al., 2014).

Our approach should therefore not only be seen in the light of making instrumental use of ESK to directly influence or provide a solution to a decision making problem. This is still a problem, which current literature on the integration of ES into decision-making addresses (Cowell and Lennon, 2014; Jordan and Russell, 2014; McKenzie et al., 2014; Turnpenny et al., 2014). However, why take the second step before the first? As Turnpenny et al. (2014) note, it is already important to make people think about ES issues. To gather the data for our results, we contacted other scientists from different subject areas, decision makers, operators, nature organizations, planners and citizens in different countries. This inclusive process is in line with Cowell and Lennon (2014), who recommend that ES approaches should include collaborative means of assessment, such as participating stakeholders' knowledge, to gain more support for restoration efforts. All of the stakeholders involved in the case studies had a different ESK base in terms of depth and width. This indicates that the learning effect in terms of ES and ecosystem benefit values was huge, also for the respondents of the survey-based approaches for measuring ecosystem benefits occurring through socio-cultural fulfillment. By this means, these approaches provide a tool to develop conceptual ESK among society as related to quarry restoration, which appears to be hugely needed. This process also delivers important ES value information to the stakeholders responsible for restoration, allowing them to improve and adjust their actions (step 4). The monetary values produced by the ecosystem benefit valuations of the alternative restoration states can be better related to the strategic use of ESK, as they help to justify existing restoration interventions, to propose pro-restoration arguments for the political agenda and to allow operators to create an environment-friendly image. According to McKenzie et al. (2014), this makes

strategic ESK very political but still appropriate. Nevertheless, there is an ongoing discussion as to whether the trend of monetary values for ecosystem benefits is likely to improve or impede the ESK in decision making by providing “more credible and usable knowledge opportunities to link suppliers and users of knowledge” (Jordan and Russell, 2014, p. 198; Turnpenny et al., 2014). We believe that integrated ecosystem benefit valuation should be seen as a way to gather information and provide arguments for restoration (step 4), but not as the only way and not only in monetary form.

7. Conclusion

Quarry restoration is a very important field for planning approaches. Mineral extraction is and will remain a very important industry throughout Europe and there is a continuing need to decide on post-extraction restoration scenarios. The decisions on after-use of quarry sites offer a unique chance to redevelop a site to a state that supplies a maximum of benefits for society and nature.

With this in mind, this paper follows the well-known principle of ecosystem benefits based on services and functions from the TEEB cascade and employs a stepwise approach to develop, assess and measure the ecosystem benefits that are provided by alternative restoration scenarios. We identified site-specific ES values for three case studies by focusing on a small set of relevant benefits. By doing so, two important aspects are tackled. First, listing alternative restoration scenarios and their impacts on ES provision stresses the relevance of integrating ESK in quarry restoration. Second, focusing on ecosystem benefits for measurement and accompanying this with site-specific information (e. g. presence of rare species), ensures that stakeholders can assess and understand restoration contexts more easily.

Nevertheless, the approach we have showcased still has not been applied in a large number of case studies, which is necessary to test and refine its efficiency in restoration issues. We see this process as an opportunity for influencing ESK transfer to stakeholder groups by using a guided concept for benefit valuation. Thinking about the importance of quarry restoration for nature and society, our research supports a more thorough planning of restoration alternatives with the aim of having ESK being used more conceptually and instrumentally.

Acknowledgments

We thank our partners at the EU INTERREG IVB North West Europe project RESTORE “Restoring mineral sites for biodiversity, people and the economy across North West Europe” for their practical support and fruitful discussions and the European Union for funding the project. Further, we thank the two anonymous reviewers for their comments and constructive critique.

References

- Allard, V., Soussana, J.F., Falcimagne, R., Berbigier, P., Bonnefond, J.M., Ceschia, E., D'hour, P., Henault, C., Laville, P., Martin, C., Pinares-Patino, C., 2007. The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO₂, N₂O and CH₄) of semi-natural grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121, 47–58.
- Anderson-Teixeira, K., DeLucia, E., 2011. The greenhouse gas value of ecosystems. *Glob. Chang. Biol.* 17 (1), 425–438.
- Bateman, I.J., Georgina, M.M., Fezzi, C., Atkinson, G., Turner, K., 2011. Economic analysis for ecosystem service assessments. *Environ. Resour. Econ.* 48, 177–218. <http://dx.doi.org/10.1007/s10640-010-9418-x>.
- Blaen, P.J., MacDonald, M.A., Bradbury, R.B., 2016. Ecosystem services provided by a former gravel extraction site in the UK under two contrasting restoration states. *Conservation. Conservation Society* 14, 48–56 (2016) [Ser. Online] (Available from) (<http://www.conservationandsociety.org/text.asp?2016/14/1/48/182803>).
- Blaen, P.J., Jia, L., Peh, S.H.K., Field, R.H., Balmford, MacDonald, M.A., Bradbury, R.B., 2015. Rapid assessment of ecosystem services provided by two mineral extraction sites restored for nature conservation in an agricultural landscape in Eastern England. *PLoS One* 10 (4), e0121010. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0121010>.
- Boyd, J., Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecol. Econ.* 63, 616–626. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002>.
- Braat, L.C., de Groot, R., 2012. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosyst. Serv.* 1, 4–15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.011>.
- Chan, K.M.A., Guerry, A.D., Balvanera, P., Klain, S., Satterfield, T., Basurto, X., Bostrom, A., Chuenpagdee, R., Gould, R., Halpern, B.S., Hannahs, N., Levine, J., Norton, B., Ruckelshaus, M., Russell, R., Tam, J., Woodside, U., 2012. Where are cultural and social in ecosystem services? A framework for constructive engagement. *Bioscience* 62 (8), 744–756. <http://dx.doi.org/10.1525/bio.2012.62.8.7>.
- Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) Version 4.3, (January 2013). (<http://cices.eu/resources/>) (Assessed 16.4.15).
- Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the Conservation of Wild Birds (codified version).
- Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992. On the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora.
- Clewell AF, Aronson J (2013) Ecological restoration. Principles, values, and structure of an emerging profession. Second Edition. Science and Practice of Ecological Restoration Series, Island Press USA, Washington.
- Cowell, R., Lennon, M., 2014. The utilization of environmental knowledge in land use planning: drawing lessons for an ecosystem services approach. *Environ. Plan. C: Gov. Policy* 32, 263–282. <http://dx.doi.org/10.1068/c12289j>.
- Damigos, D., Kaliampakos, D., 1999. Using environmental economics to evaluate quarry rehabilitation alternatives. In: Proceedings of the 6th International Conference on Environmental Science and Technology, Samos, 30.08–02.09.1999.
- Damigos, D., Kaliampakos, D., 2003a. Assessing the benefits of reclaiming urban quarries: a CVM analysis. *Landscape Urban Plan.* 64, 249–258. [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00243-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00243-8).
- Damigos, D., Kaliampakos, D., 2003b. Environmental economics and the mining industry. Monetary benefits of an abandoned quarry rehabilitation in Greece. *Environ. Geol.* 44, 356–362. <http://dx.doi.org/10.1007/s00254-003-0774-5>.
- Damigos, D., 2006. An overview of environmental valuation methods for the mining industry. *J. Clean. Prod.* 14, 234–247. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.06.005>.
- Danley, B., Widmark, C., 2016. Evaluating conceptual definitions of ecosystem services and their implications. *Ecol. Econ.* 126, 132–138. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.04.003>.
- European Commission, 2009. Impact assessment guidelines. SEC 2009, 92.
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol. Econ.* 68, 643–653. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>.
- Fisher, B., Bateman, I., Turner R.K., 2011. Valuing ecosystems services: benefits, values, space and time. *Ecosystem Services Economics (ESE) Working Paper Series No 3*.
- Förster, J., Barkmann, J., Fricke, R., Hotes, S., Kleyer, M., Kobbe, S., Kübler, D., Rumbaur, C., Siegmund-Schultze, M., Seppelt, R., Settele, J., Spangenberg, J.H., Tekken, V., Václavík, T., Wittmer, H., 2015. Assessing ecosystem services for informing land-use decisions: a problem-oriented approach. *Ecol. Soc.* 20 (3), 31.
- Fu, B.J., Du, C.H., Wei, Y.P., Willett, I.R., Lü, Y.H., Liu, G.H., 2011. Double counting in ecosystem services valuation: causes and countermeasures. *Ecol. Res.* 26 (1), 1–14. <http://dx.doi.org/10.1007/s11284-010-0766-3>.
- de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 7, 260–272. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>.
- Haase, D., Rosenberg, M., 2003. Das Bild der Landschaft ändert sich. *Forschen für die Umwelt* 4, 4nd ed. Leipzig-Halle, pp. 86–93 (in German).
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2009. The Links Between Biodiversity, Ecosystem Services and Human Well-Being. In: Raffaelli, D., Frid, C. (Eds.), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. BES Ecological Reviews Series. Cambridge University Press (CUP), Cambridge.
- Hasanagas, N.D., Charalampous, A., Moutsou, G. 2009. Restoration alternatives and attitudes of local population towards Kavala quarry – Northern Greece. In: Proceedings of the 2nd International CEMEPE and SECOTOX Conference. Mykonos, 21–26.06.2009.
- Hattam, C., Atkins, J.P., Beaumont, N., Börger, T., Böhnke-Henrichs, A., Burdon, D., de Groot, R., Hoefnagel, E., PALD, Nunes, Piwowarczyk, J., Sastre, S., Austen, M.C., 2015. Marine ecosystem services: linking indicators to their classification. *Ecol. Indic.* 49, 61–75. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.026>.
- Johnston, R.J., Rosenberger, R.S., 2010. Methods, trends and controversies in contemporary benefit transfer. *J. Econ. Surveys* 24 (3), 479–510. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-6419.2009.00592.x>.
- Jordan, A., Russel, D., 2014. Embedding the concept of ecosystem services? The utilization of ecological knowledge in different policy venues. *Environ. Plan. C:*

- Gov. Policy 32, 192–207. <http://dx.doi.org/10.1068/c3202ed>.
- Kopp, R.J., Smith, V.K., 1993. Valuing Natural Assets: The Economics of Natural Resource Damage Assessment. Resources of the Future, Washington, DC.
- Kula, E., 1994. Economics of Natural Resources, the Environment and Policies, Second edition. Springer, Heidelberg.
- Landers, D.H., Nahlik, A.M., 2013. Final Ecosystem Goods and Services Classification System (FEGS-CS). EPA/600/R-13/ORD-004914. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, D.C.
- Larondelle, N., Haase, D., 2012. Valuing post-mining landscapes using an ecosystem services approach – an example from Germany. *Ecol. Indic.* 18, 567–574. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.008>.
- Li, C., Zheng, H., Li, S., Chen, X., Li, J., Zeng, W., Liang, Y., Polasky, S., Feldman, M.W., Ruckelshaus, M., Ouyang, Z., Daily, G.C., 2015. Impacts of conservation and human development policy across stakeholders and scales. *PNAS* 112 (24), 7396–7401.
- Lienhoop, N., Messner, F., 2009. The economic value of allocation water to post-mining lakes in East Germany. *Water Resour. Manag.* 23, 956–980. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-008-9309-x>.
- McLeod, S.A., 2014. Maslow's Hierarchy of Needs. Retrieved from (www.simplypsychology.org/maslow.html). (accessed 27.04.16).
- Martin-Lopez, B., Gomez-Baggethun, E., Garcia-Llorente, M., Montes, C., 2014. Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecol. Indic.* 37, 220–228.
- Maslow, A.H., 1943. A theory of human motivation. *Psychol. Rev.* 50 (4), 370–396.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. World Resources Institute, Washington, DC.
- McConnell, V., Walls, M., 2005. The value of open space: evidence from studies of nonmarket benefits. Resources for the Future. (<http://rff.org/RFF/Documents/RFF-REPORT-Open%20Spaces.pdf>) (accessed 23.04.15).
- McKenzie, E., Posner, S., Tillmann, P., Bernhardt, J.R., Howard, K., Rosenthal, A., 2014. Understanding the use of ecosystem service knowledge in decision making: lessons from international experiences of spatial planning. *Environ. Plan. C: Gov. Policy* 32, 320–340. <http://dx.doi.org/10.1068/c12292j>.
- Morison, J., Matthew, R., Miller, G., Perks, M., Randle, T., Vangelova, E., White, M., Yamulki, S., 2012. Understanding the Carbon and Greenhouse Gas Balance of Forests in Britain. Forestry Commission Research Report, Edinburgh.
- Nelson, D.W., Sommers, L.E. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of soil analysis. In: Sparks, D., Page, A., Helmke, P. et al., Part 3—chemical methods, 961–1010. Soil Science Society of America, Inc. and American Society of Agronomy, Inc., Madison, Wisconsin, USA.
- Olsen, N., Shannon, D., 2010. Valuing the net benefits of ecosystem restoration: the Ripon City quarry in Yorkshire. Ecosystem Valuation Initiative Case Study No. 1.
- Palmer, M.A., Filoso, S., Fanelli, R.M., 2014. From ecosystems to ecosystem services: stream restoration as ecological engineering. *Ecol. Eng.* 65, 62–70. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.059>.
- Papadopoulou, E., Ladias, C., Hasanagas, N., Zafiri, N., Diamantopoulos, A., Zacharopoulou, A., Stogianni, A., 2012. Quarry disturbance and restoration scenarios. The Protosani (Greece) quarry case. University 1 Decembrie 1918, Alba Julia.
- Pearce, D.W., Turner, R.K., 1990. Economics of Natural Resources and the Environment. JHU Press, Baltimore.
- Pearce, D., Atkinson, J., Mourata, S., 2006. Cost-benefit Analysis and the Environment: Recent Developments. OECD Publishing, Paris (http://www.lne.be/the_mas/beleid/milieuconomie/downloadbare_bestanden/ME11_cost-benefit%20analysis%20and%20the%20environment%20oeso.pdf) (accessed 23.04.15).
- Peh, K.S.H., Balmford, A., Bradbury, R.B., 2013. TESSA: A toolkit for rapid assessment of ecosystem services at sites of biodiversity conservation importance. *Ecosyst. Serv.* 5, 51–57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.06.003>.
- Prach, K., Rehoukova, K., Rehounek, J., Konvalinkova, P., 2011. Ecological restoration of central European mining sites: a summary of a multi-site analysis. *Landsc. Res.* 36 (2), 263–268. <http://dx.doi.org/10.1080/01426397.2010.547571>.
- Prach, K., Rehoukova, K., Lencová, K., Jírová, A., Konvalinkova, P., Mudrák, O., Student, V., Vanecek, Z., Tichý, L., Petřík, P., Smilauer, P., Pyšek, P., 2013. Vegetation succession in restoration of disturbed sites in Central Europe: the direction of succession and species richness across 19 seres. *Appl. Veg. Sci.* <http://dx.doi.org/10.1111/avsc.12064>
- Ready, R., Navrud, S., 2005. Benefit transfer: the quick, the dirty, and the ugly? *Choices Magazine, A publication of the American. Agric. Econ. Assoc.* 20 (3), 195–199.
- Richardson, L., Loomis, J., Kroeger, T., Casey, F., 2015. The role of benefit transfer in ecosystem service valuation. *Ecol. Econ.* 115, 51–58. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.02.018>.
- Scholte, S.S.K., van Teeffelen, A.J.A., Verburg, P.H., 2015. Integrating socio-cultural perspectives into ecosystem service valuation: a review of concepts and methods. *Biol. Econ.* 114, 67–78. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.03.007>.
- Stewart, S., Kahn, J.R.K., 2009. An introduction to choice modeling for non-market valuation. In: Alberini, A., Kahn, J.R.K. (Eds.), *Handbook on Contingent valuation*. Edward Elgar, Cheltenham/Northampton, pp. 153–176.
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) (2010) Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. The Ecological and Economic Foundations.
- Thomas, M.V., Malhi, Y., Fenn, K.M., Fisher, J.B., Morecroft, M.D., Lloyd, C.R., Taylor, M.E., McNeil, D.D., 2011. Carbon dioxide fluxes over an ancient broadleaved deciduous woodland in southern England. *Biogeosciences* 8 (6), 1595–1613.
- Tol, R.S.J., 2005. The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties. *Energy Policy* 33, 2064–2074. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2004.04.002>.
- Tropek, R., Kadlec, T., Karesova, P., Spitzer, L., Kocarek, P., Malenovský, I., Banar, P., Tuf, I.C.H., Hejda, M., Konvicka, M., 2010. Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *J. Appl. Ecol.* 47, 139–147. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01746.x>.
- Tropek, R., Kadlec, T., Hejda, M., Kocarek, P., Skuhrovec, J., Malenovský, I., Vodka, S., Spitzer, L., Banar, P., Konvicka, M., 2012. Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecol. Eng.* 43, 13–18. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.10.010>.
- Turnpenny, J., Russel, D., Jordan, A., 2014. The challenge of embedding an ecosystem services approach: patterns of knowledge utilization in public policy appraisal. *Environ. Plan. C: Gov. Policy* 32, 247–262. <http://dx.doi.org/10.1068/c1317j>.
- UEPG – European Aggregates Association, 2012. A Sustainable Industry for a Sustainable Europe. Annual Review 2011–2012. UEPG, Brussels, Belgium.
- van den Bergh, J.C.J.M., Botzen, W.J.W., 2015. Monetary valuation of the social cost of CO₂ emissions: a critical survey. *Ecol. Econ.* 114, 33–46. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.03.015>.
- Wallace, K.J., 2007. Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biol. Conserv.* 139, 235–246. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.015>.
- Wong, C.P., Jiang, B., Kinzig, A.P., Lee, K.N., Ouyang, Z., 2015. Linking ecosystem characteristics to final ecosystem services for public policy. *Ecol. Lett.* 18, 108–118.
- Wilson, M.A., Hoehn, J.P., 2006. Valuing environmental goods and services using benefit transfer: the state-of-the art and science. *Ecol. Econ.* 60 (2), 335–342. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.08.015>.
- Zerbe, R.O., Bellas, A.S., 2006. A Primer for Benefit-Cost Analysis. Edward Elgar, Cheltenham/Northampton.

D Artikel: Practical opportunities for the management of city parks through integration of economic valuation: Contingent valuation for improvements of Dortmund's Westpark

Wilker, J.; Gruehn, D. 2017: The Potential of Contingent Valuation for Planning Practice: The Example of Dortmund's Westpark. In: Raumforschung und Raumordnung - Spatial Research and Planning, 1: 1-15; <https://doi.org/10.1007/s13147-016-0468-6>

The original publication is available at www.springerlink.com.

Dieser Artikel basiert auf Ergebnissen aus der Diplomarbeit des Autors mit dem Titel "GrünAnlage – Was ist uns Stadtgrün wert? Ökonomische Bewertung des Westparks in Dortmund", die im Jahr 2010 bei der Fakultät Raumplanung der Technischen Universität Dortmund eingereicht wurde. Die Autoren haben den Artikel gemeinsam konzipiert. Der Artikel ist vom Autor dieser Arbeit unter Beratung des Mitautors verfasst worden (insg. ca. 66.000 Zeichen ohne Abbildungen).

Raumforschung und Raumordnung

Bericht aus Forschung und Praxis

The potential of contingent valuation for planning practice. The example of Dortmund Westpark

Jost Wilker^{1*}, Dietwald Gruehn²

Authors

¹ Jost Wilker (corresponding author)

Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

Schwannstraße 3, 40476 Düsseldorf, Deutschland

E-Mail: jost.wilker@tu-dortmund.de

² Prof. Dr. Dietwald Gruehn

Fachgebiet Landschaftsökologie und Landschaftsplanung

Technische Universität Dortmund

August-Schmidt-Straße 10, 44221 Dortmund, Deutschland

E-Mail: dietwald.gruehn@tu-dortmund.de

Abstract

This paper highlights the practical opportunities that contingent valuation can deliver to improve park management. Although green infrastructure, such as urban parks, provides huge benefits to society, investments require a strong economic justification and have to be based on societal needs and preferences. Accordingly, this paper investigates, by means of a survey of willingness to pay and willingness to work, how users value possible improvements to the management of Dortmund Westpark, and which determinants influence their decisions. In line with the scientific discussion of integrating economic valuation in decision making, we introduce a simple approach to applying valuation results to planning. Total willingness to pay and willingness to work are set in proportion to the real-time costs of suggested proposals. To make the findings useful for park management, these proposals consider the weighting of users' preferences. Total hypothetical working hours are also integrated into the approach by proposing where they could be used most

effectively. Our study reveals the high social values people attach to park improvements and demonstrates the potential benefits of contingent valuation study results for decision making.

Keywords

Green infrastructure planning, city parks, contingent valuation, park management, decision making

Das Potenzial der Kontingenten Bewertung für die Planungspraxis. Das Beispiel des Dortmunder Westparks

Kurzfassung

Diese Studie untersucht die praktischen Möglichkeiten, die die Kontingente Bewertungsmethode dem Management von Grünflächen bieten kann. Obwohl grüne Infrastrukturen, wie Parks, eine Vielzahl von Leistungen für die Gesellschaft erbringen, sind Investitionen in sie zunehmend einem erhöhten gesellschaftlichen Bedürfnis- und ökonomischen Rechtfertigungsdruck ausgesetzt. Dementsprechend analysiert dieser Beitrag mittels einer Zahlungs- und Arbeitsbereitschaftsbefragung, wie Parkbesucher des Dortmunder Westparks bestimmte Verbesserungsmaßnahmen bewerten und was mögliche Einflussfaktoren ihrer Entscheidungen sind. Vor dem Hintergrund der anhaltenden wissenschaftlichen Diskussion zur Integration ökonomischer Bewertungsergebnisse in die planerische Entscheidungsfindung, stellen wir einen Ansatz zum Transfer der erlangten Informationen für das Grünflächenmanagement vor. Dazu werden die Werte der Zahlungs- und Arbeitsbereitschaft ins Verhältnis zu den Echtzeitwerten der vorgeschlagenen Maßnahmen und der Präferenzen der Parkbesucher gestellt. Die hypothetisch zu leistenden Arbeitsstunden finden außerdem Berücksichtigung, indem effektive Einsatzbereiche aufgezeigt werden. Auf diese Weise wird die hohe gesellschaftliche Wertschätzung, die Menschen Verbesserungen der grünen Infrastruktur zukommen lassen, dargestellt, und es wird diskutiert, wie sie mithilfe der Kontingenten Bewertungsmethode Eingang in die planerische Entscheidungsfindung erlangen kann.

Schlüsselwörter

Grüne Infrastruktur, Stadtparks, Kontingente Bewertungsmethode, Grünflächenmanagement, Entscheidungsfindung

1 Introduction

There is no doubt that urban parks deliver many important benefits to people, nature and the local economy (Gälzer 2001; McConnell/Walls 2005). Parks are a type of urban green infrastructure (Amundsen/Allen/Hoellen 2009) and provide ecosystem services that support societal wellbeing and quality of life, including recreation, improved air quality and nature-related aesthetics (Chiesura 2004; James/Tzoulas/Adams et al. 2009; Europäische Kommission 2013).

1.1 Background

Despite the established benefits of green infrastructure, local authorities increasingly have to cope with limited financial resources. Therefore, efficient investment in green infrastructure, such as city parks, is critical (Grunert 2001; Wilker/Rusche 2014). Financial arguments often outweigh social ones in deliberations over green infrastructure. Public parks are prototypical public goods with a high degree of non-excludability and non-rivalry (Carson/Flores/Meade 2001; Klaphake 2003), i.e. people cannot be excluded from using a park and do not compete in consuming it (except for space allocation). Due to this lack of scarcity and the character of public goods, there are no market prices for city parks (Arrow/Solow/Portney et al. 1993). This results in an essential weakness for green infrastructure planning in relation to other fields of planning, such as transportation, services and industry, in which investments generate direct economic and fiscal benefits in the form of tax revenue and jobs (Schröder 2000). Moreover, because politicians and decision makers often see green infrastructure as cost intensive, budgets for park management units are under increasing pressure (Milchert 2005). Therefore, to influence the opinions of decision makers and the public on urban green infrastructure, it is essential to highlight the social, ecological and economic importance of city parks and to highlight the relevance of user-oriented park management (Klaphake/Meyerhoff 2003; Costa 2007). Economic valuation techniques, especially stated preference methods, may encourage new ways of thinking in planning because they can be used to assess use and non-use values of goods and services, even before an actual investment takes place (Bateman/Harwood/Mace et al. 2013).

1.2 Research question

Accordingly, this paper examines the contingent valuation method as an approach to supporting and financing green infrastructure planning and the management of city parks. By providing important information on public preferences and valuation of improvement

measures, the contingent valuation method can support efficient local planning policy. Users of the centrally located Westpark in Dortmund, Germany, were surveyed on their preferences for potential improvements in park management and their hypothetical willingness to pay and willingness to work for the improvements. This paper discusses the practical opportunities for park management arising from the survey results. It provides specific suggestions that could be implemented using a hypothetical budget informed by park users' willingness to pay and willingness to work, which reflect the social value of city parks. In the case of Westpark, willingness to pay and willingness to work values for potential improvements may help to prioritize future policy and management actions, as surveying can be an important instrument for involving stakeholders in local spatial planning (Gruehn 2013).

Many other studies have concentrated on the contingent valuation method or applied it to city parks around the world, revealing the importance of discussing the value of parks. Nevertheless, most of these studies lack any discussion of the practical relevance or applied results of contingent valuation analyzes for green infrastructure planning and park management (Elsasser/Meyerhoff/Montagné et al. 2009; Wilker/Rusche 2014). Christie (1999), Klaphake (2003) and Jilkova, Holländer, Kochmann et al. (2010) note the need to recognize the practical importance of contingent valuation for green infrastructure planning and decision making. "The Economics of Ecosystems and Biodiversity" (TEEB) studies have also demonstrated this with regard to ecosystem services and biodiversity (Slootweg/van Beukering 2008; TEEB 2010). Although this sheds light on the underlying problem, studies rarely investigate specific proposals on the basis of people's total willingness to pay and willingness to work. Thus, there is an opportunity to "translate" contingent valuation studies of green infrastructure projects so that they can be used more efficiently by practitioners and decision makers (James/Tzoulas/Adams et al. 2009; Bateman/Harwood/Mace et al. 2013).

In the following section, we introduce the contingent valuation method and its application by reviewing contingent valuation studies focusing on city parks and their main implications for park management. We also discuss briefly the strengths and weaknesses of the method. Then, the case study of Dortmund Westpark is explained. Next, the application of the contingent valuation method to Westpark is outlined. In the results section, we present users' preferences and their willingness to pay and willingness to work for improvement categories, their favoured proposals, and the determinants of their choices. Based on the results, implications and recommendations for the management of Westpark

and the future use of contingent valuation in green infrastructure planning are discussed. Finally, we draw a conclusion.

2 The use of contingent valuation in park management

The contingent valuation method is a survey-based approach to the economic valuation of public goods (Carson/Flores/Meade 2001), which means it is able to capture use and non-use values and is applicable *ex ante* and *ex post* to almost all public goods (Pearce/Atkinson/Mourato 2006). Today, the contingent valuation method is by far the most popular stated preference approach for valuing green infrastructure assets and the benefits they are able to provide through healthy ecosystems (Pearce/Atkinson/Mourato 2006; Freeman III./Herriges/Kling 2014; Wilker/Rusche/Benning et al. 2016). A questionnaire is used to create a hypothetical payment scenario. The questionnaire results reveal respondents' willingness to accept (WTA), willingness to pay, and/or willingness to work for hypothetical changes in the provision of a green infrastructure element such as a park (Klaphake/Meyerhoff 2003; TEEB 2010). While willingness to accept in this context could be the minimum amount that residents would accept as compensation for losing a section of a park to the development of houses, willingness to pay could be the maximum amount they are willing to spend to financially support improvements in the park, and willingness to work could be the amount of physical work they would carry out to cut the grass themselves.

After describing the park itself and the institutional context, a typical contingent valuation questionnaire is divided into three parts (see Pearce/Atkinson/Mourato 2006; Stewart/Kahn 2009; Freeman III./Herriges/Kling 2014; Wilker/Rusche 2014). Firstly, use frequency, usage and users' attitudes are surveyed by asking respondents to give information on their use frequency and reasons for using the good. In addition, users' opinions on the features and characteristics of the park in question are surveyed. Secondly, the willingness to accept/willingness to pay and/or willingness to work scenario is presented. On the basis of respondents' attitudes and ideas, people are directly asked to express their willingness to accept, willingness to pay and/or willingness to work for the hypothetical changes to the park. To minimize any biases, the respondents are instructed to answer the questions as realistically as possible. In this way, the amount that respondents are willing to accept, willing to pay and/or willing to work for a certain change can be identified, thus indicating the attractiveness of the change (Pearce/Atkinson/Mourato 2006). In the case of willingness to accept and willingness to pay, the chosen payment vehicle, i.e. the way a

certain monetary amount is collected, can for example involve compensation or financial incentives, or a hypothetical fund, tax increases or entrance fees. Thirdly, socio-economic characteristics such as origin, age, gender, education, job and salary are recorded as they can be important determinants for respondents' answers.

2.1 Case studies from the literature

Numerous contingent valuation case studies of city parks have been published. We only refer to studies that provide valuable information about the relevance of contingent valuation results for the management of city parks and try to link their results to decision making. Monetary values from the studies were converted into rough euro values for better comparison. Ahmed and Gotoh (2007) applied contingent valuation to investigate households' willingness to pay for the preservation of all public city parks in Nagasaki, Japan. The aim of this study was to develop policy recommendations. The survey of 1,000 households, with a 20% response rate, revealed an extrapolated total willingness to pay of around EUR 7 million (EUR 40 per household) (Ahmed/Gotoh 2007: 53). A voluntary contribution to a hypothetical public park protection fund was established as the payment instrument. In addition to deriving recommendations for the improvement and preservation of city parks in Nagasaki, the authors note that the contingent valuation method should be considered as a tool for understanding residents' preferences and including them in decision-making (Ahmed/Gotoh 2007: 59).

A contingent valuation study in Valencia, Spain, focused on the non-market benefits of a new urban park in the city centre, which was deficient in green space (Del Saz Salazar/Menendez 2007). The authors interviewed 900 randomly selected inhabitants, who expressed a weighted mean willingness to pay of EUR 54 and a total estimated benefit of EUR 50,000 (Del Saz Salazar/Menendez 2007: 303). A discrete choice model with an elicitation method was used for the payment scenario and a special tax was chosen as the payment vehicle. The results show that respondents' willingness to pay decreases as the amount of the potential tax increases. Del Saz Salazar/Menendez (2007: 304) argue that a fair local tax policy should consider that households living closer to the park gain greater benefits than those living farther away. Further, they stress that the estimation of non-market benefits is a key element of urban planning and decision making, as contingent valuation is a flexible tool that can be very helpful for public authorities and private citizen groups (Del Saz Salazar/Menendez 2007: 304).

Willis (2003) investigated the feasibility of implementing an entrance fee to the Real Bosco di Capodimonte in Naples, Italy. The study examines the effects of different entry fees on the number of visitors and increases in revenue, which could be used to cover high maintenance costs. Willis (2003: 9 ff.) found support for, depending on the chosen approach, an entrance fee of EUR 2.60 per visit, or between EUR 1.96 for economically inactive (unemployed) visitors and EUR 6.63 for economically active (employed) visitors. The total potential revenue ranges from EUR 240,000 (unitary price system) up to EUR 367,000 (price discrimination). However, although both revenue amounts are greater than the operating costs of the entry price scheme (EUR 115,000), they would only cover a small part of the annual maintenance and expenditure costs for the Bosco (around EUR 520,000). Willis (2003: 13 f.) concluded that the introduction of an admission fee would result in fewer park visits and that the park's total use value to users is maximized and socially optimal when the entry price is zero. Nevertheless, the government was looking for ways to generate revenue from park visits (Willis 2003).

In Germany, two similar case studies focused on the capital of Berlin and its various city parks. Klaphake and Meyerhoff (2003) investigated the value of improvement measures in Volkspark Hasenheide. They interviewed more than 300 users about their preference for intensive horticultural maintenance, better waste disposal, or both. Their contingent valuation approach used a dichotomous nominal question to survey respondents' willingness to pay and a voluntary annual ticket as the payment vehicle. 35% of the interviewees were willing to pay, generating an average of EUR 10.50 and total revenue of EUR 0.99 to 1.32 million. (Klaphake/Meyerhoff 2003: 13, 16).

Another contingent valuation study was conducted in Berlin by Matz (2006) at Görlitzer Park. Matz adopted the basic methodological approach of Klaphake and Meyerhoff (2003) and offered the hypothetical provision of additional cleaning staff (to cope with dog waste and other litter) as well as increased horticultural maintenance (such as the upkeep of playgrounds and the planting of vegetation along the lake). The payment vehicle was also a voluntary annual ticket assisted by a payment card. In contrast to Klaphake and Meyerhoff (2003), Matz (2006) asked respondents who were unwilling to pay about their willingness to work to implement favoured proposals. Approximately 40% of the users stated a willingness to pay or a willingness to work (Matz 2006: 63). Further, Matz (2006: 68 f.) revealed an average adjusted willingness to pay of EUR 10.31 and an annual willingness to work of 15 hours, which would generate a total of EUR 150,000 and 150,000 working

hours provided by park users per year. The study also found that most respondents were interested in a combination of both improvement categories.

The discussion of case studies underlines the valuable information contingent valuation results can provide to park management by revealing users' preferences, their appreciation and willingness to pay and/or willingness to work for different planning options and possible policy recommendations. Ahmed and Gotoh (2007) and Del Saz Salazar and Menendez (2007) clearly stress the potential role of contingent valuation as a planning tool.

2.2 Discussing Contingent Valuation

Like all economic valuation methods, contingent valuation has empirical and methodological weaknesses that are passionately discussed in the literature (Carson/Flores/Meade 2001; Hausman 2012; Haab/Interis/Petrolia et al. 2013). In summary, there are three main constraints on contingent valuation that are problematic (Hausman 2012). The first constraint is a hypothetical bias, which cannot easily be dispelled, and occurs due to the hypothetical situation created within a contingent valuation survey. People are rarely asked about their willingness to pay or willingness to work and might, for various reasons (see Hausman 2012), not state a contribution they would make in real life. Therefore, results may be upward-biased (Johnston 2006). Nevertheless, Haab, Interis, Petrolia et al. (2013) argue that hypothetical biases can be limited if the good to be valued is clearly explained to the respondents and the respondents believe that their answers matter. Furthermore, adjusting the scenario can also help to decrease hypothetical biases (Haab/Interis/Petrolia et al. 2013: 11). Second, differences between willingness to pay and willingness to accept are a problem; according to economic theory, they should reveal roughly the same values (Hausman 2012: 46 f.). However, a gap between willingness to pay and willingness to accept impedes the use of contingent valuation in policy and decision making and suggests that results are not reliable. Again, Haab, Interis, Petrolia et al. (2013) counter Hausman by referring to Knetsch (2010) and explain the willingness to pay and willingness to accept divergence by the fact that people value losses more than gains (Knetsch 2010: 180). Third, contingent valuation can be subject to scope and embedding effects (Hausman 2012). This means that a good can be valued individually or as part of a project and contingent valuation operators cannot be sure what respondents actually value. A scope test or an adding up test can provide additional information to help mitigate this problem (Haab/Interis/Petrolia et al. 2013: 15ff.). Altogether, conducting

contingent valuation is complex and the results are often contested due to biases, which make it difficult to control all variables.

However, despite these weaknesses of contingent valuation, we agree with Carson (2012) and Haab, Interis, Petrolia et al. (2013) that the evidence provided by contingent valuation is better than no evidence at all, and share the notion from the literature on contingent valuation studies that this method offers many opportunities and insights for practical planning. Thus, contingent valuation should be used more frequently to inform both policy making and benefit-cost analysis. Against the background of the studies presented above, it becomes obvious that contingent valuation is a useful tool for collecting users' preferences and revealing them in willingness to pay and/ or willingness to work scenario of park management. Most studies provide willingness to pay and/ or willingness to work values for park improvements and reveal some of respondents' determinants based on contingent valuation. However, no study has yet established a park's total value in relation to the real time costs of park management measures and used this information to make policy recommendations. This research gives the social value of park improvements a more practical dimension and suggests investments, for policy consideration, according to users' needs.

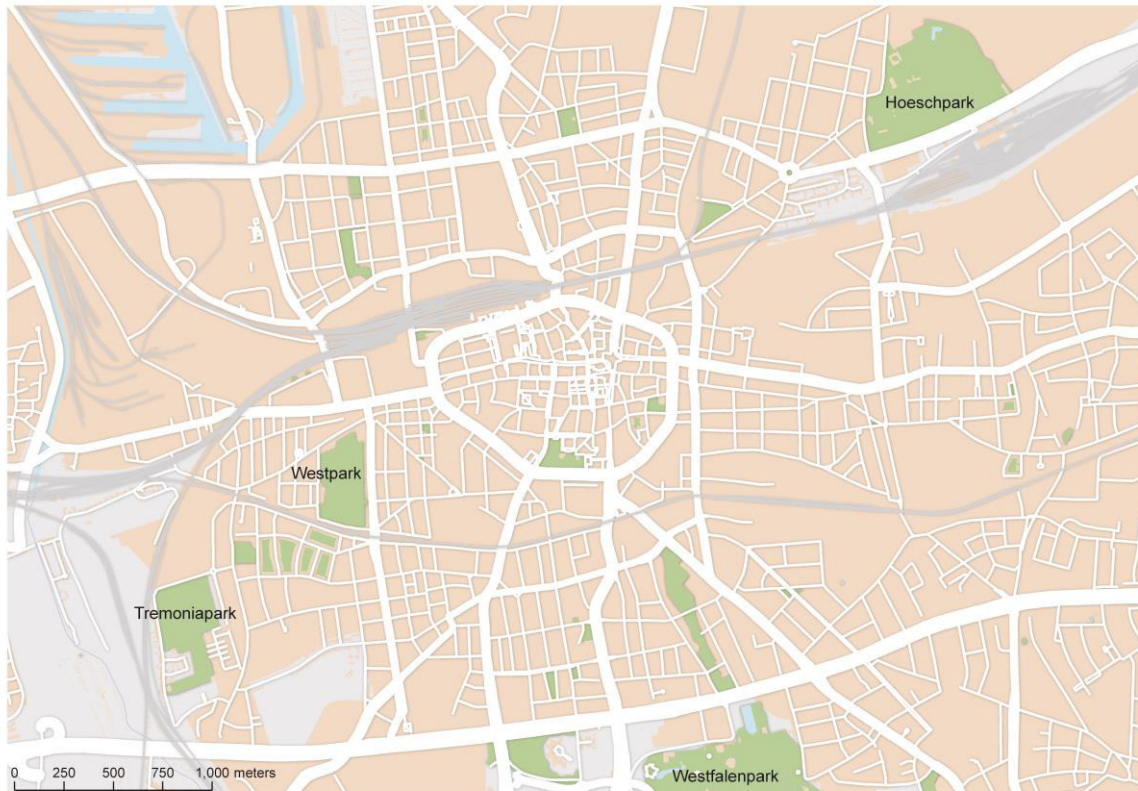
3 Westpark in Dortmund

Westpark is a large (nine-hectare) public park located on a former cemetery in the western part of the city center in the city of Dortmund (see Figure 1), which is situated in the eastern part of the Ruhr area in Germany (see Stadt Dortmund 2006). It is one of the few public green spaces in this densely populated and, in parts, socially deprived area (see Neumeyer/Kieslich/Liesen 2004). It provides a wide range of leisure and recreation opportunities primarily for local users. Two thirds of its area is open lawn with trees, which is mostly used for sunbathing and barbecuing. Trees, groves of shrubs and flowerbeds are the dominant landscaping elements. For recreation, the park offers two playgrounds, boules, benches, a jogging track, two cafes and a dense path network. However, due to the varied and intense use, problems such as antisocial behaviour and vandalism occur in Westpark.

The following information were derived from a number of observations obtained during site visits and expert interviews with representatives from the park's management, the local regulation agency, the police and the neighbourhood's management. Further, we attended several meetings of the Westpark working group (see Wilker 2010). The working group

was established to deal with problems in Westpark and is open to representatives from the affected local stakeholder groups (municipal park management, district council, police, retailers, restaurant operators, and citizens).

Fig. 1: Location of Westpark



Westpark is one of only a few public parks in Dortmund where barbecuing is allowed and this makes it very popular. However, problems associated with barbecuing include frequent dumping of ashes, bottle caps, and cigarette butts on the lawn. Another issue in Westpark is crime, especially vandalism and drug dealing. The playgrounds and lights are in poor condition due to vandalism. Benches are less frequently a target of vandalism, but there seem to be too few for the high demand on sunny days. There is a fee for use of the public toilet and therefore it is rarely used. Public urination into shrubs is a daily occurrence.

The park management of the City of Dortmund, in cooperation with different local stakeholders, tries to cope with the aforementioned issues with measures such as police presence, shrub- and tree-pruning for better visibility, repair services and regular waste collection. Nevertheless, there remains a high need for additional amendments and maintenance in Westpark. This is problematic because its maintenance costs are about EUR 130,000 per year and there is no extra funding for improvements to the facilities and

services (Wilker 2010: 50). Against the rising financial constraints on public administration in Germany, especially in the City of Dortmund, these limited resources create a challenge for future park management and require efficient use.

4 Methods

To guarantee reliable results, our application of the contingent valuation method in the Westpark user survey adhered to the standard guidelines in the literature (Mitchell/Carson 1989; Arrow/Solow/Portney et al. 1993; Bateman/Landford/Willis et al. 1993; Venkatachalam 2004; Pearce/Atkinson/Mourato 2006). To minimize hypothetical biases, the complex circumstances of the hypothetical willingness to pay or willingness to work scenarios were explained in detail personally to interviewees on-site. A payment card was given to users to limit the number of protest answers and cancelled interviews for the open-ended willingness to pay question (Gronemann/Hampicke 1997) (see Figure 2).

Fig. 2: Payment card



The circular text in the middle says: "Of my household's income I pay a maximum annual amount of ...€". The payment card displays euro values from 0 to "above 300" and includes also an "I don't know" option.

The possible improvements were clearly described to address scope and embedding effects. Furthermore, the questionnaire was pretested with Westpark visitors to review the suitability of different payment vehicles (entrance fee vs voluntary fund payment/willingness to work). Willingness to accept was not included in the survey as the park improvements were understood as gains, not losses, to the park's current status and therefore willingness to accept was not appropriate (Knetsch 2010).

4.1 The Pretest

In a pretesting phase, approximately 30 Westpark users were surveyed. Mainly, the pilot was run to optimize the valuation part of the questionnaire. With this regard, the utility of asking willingness to pay questions for the current and the possible future status of the park were explored. Further, different versions of the questionnaire were used to test both a hypothetical fund and entrance fees as payment schemes. Reasons for visiting the park and suggestions about specific improvement proposals in response to open questions from the pilot were used to create categories in the final questionnaire. As another response to the pilot we decided to include voluntary willingness to pay and willingness to work in the valuation part of the questionnaire as some respondents rejected an entrance fee as payment vehicle and refused payment. For people who might refuse to pay into a hypothetical fund, we included a 'no-answer' option and offered the possibility to do physical work to improve the park. Willingness to work was also integrated into the survey in consideration of the social context of the district where Westpark is located, which is characterized by relatively high unemployment rates and a diversity of ethnic groups. The willingness to work option allows those respondents who do not want to or cannot afford to pay into the hypothetical fund to nevertheless contribute to the enhancement of the park. In this way, the inclusion of the willingness to work option addresses biases as well as giving users the hypothetical opportunity to actively be part of the park management process and campaign for their interests. These various steps were taken to minimize typical problems with strategic and hypothetical biases and scope and embedding effects common in contingent valuation surveys.

4.2 The Survey

The aim of the user survey in Dortmund Westpark was to estimate visitors' preferences for improvement measures related to park management, the extent to which they valued such improvements and to understand their decisions. This information is especially relevant with regard to sustainable park management, keeping in mind the multiple functions, high popularity, and diverse problems of the park plus the limited financial resources the park management has available to manage and invest in the park.

Four areas for improvement, and specific proposals related to current problems in Westpark, were identified by means of expert interviews, meetings and the pilot: security, cleanliness, horticultural maintenance, design and furniture. Users were asked to state their preference for up to two improvement areas. Subsequently, respondents could specify their interest in specific park improvements by choosing from proposals related to the four improvement areas (see Table 1).

Table 1: Improvement areas and proposals

Improvement area	Proposals		
Security	More security staff	More lights	Closed-circuit television
Cleanliness	More waste bins	More cleaning staff	
Horticultural maintenance	More tree- and shrub-pruning	Add exotic plants	
Design and furniture	More benches	More toilets	Better/new playgrounds

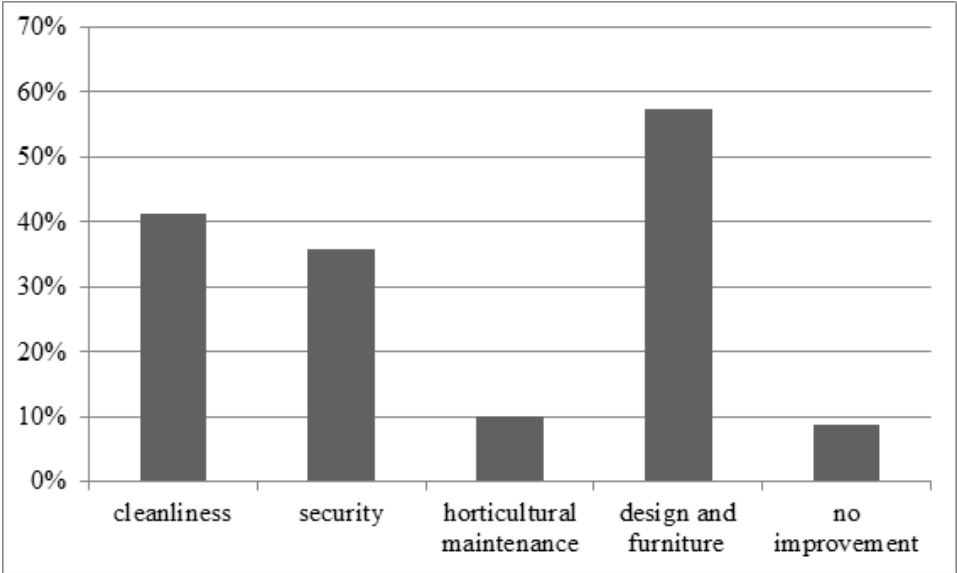
After expressing their detailed preferences for proposed park enhancements, respondents were surveyed about whether they would be willing to pay to support the selected proposal(s) in their preferred improvement area(s). If users were willing to pay, they were asked in an open question about the annual amount they would voluntarily contribute into a hypothetical, earmarked fund. The payment card, as a commonly employed tool in these cases, was used to facilitate respondents' decision making regarding hypothetical payments (Meyerhoff 2004; Matz 2006; Jilkova/Holländer/Kochmann et al. 2010; Wilker/Rusche 2014) (see Figure 2). Respondents not willing to pay were offered the option of implementing their preferred proposals and supporting the park management by contributing physical work. When stating willingness to work, users were asked in an open question about the monthly number of hours they would be willing to work from April to September.

In addition to the valuation section and the hypothetical scenario, the questionnaire contained typical contingent valuation survey components dealing with frequency and characteristics of respondents' park use as well as personal information (Pearce/Atkinson/Mourato 2006; Whitehead 2006; Freeman III./Herriges/Kling 2014).

5 Results

In total, 160 adult respondents were interviewed on weekdays and weekends. 12 respondents aborted the interview for various reasons, and therefore 148 valid questionnaires were used for analysis of the results. Quite equal amounts of women (78) and men (70) took part in the survey, which is in line with the overall distribution of women and men in the surrounding district and in the city of Dortmund, with slightly more women than men. The participants of the survey were rather young, as nearly three quarters were below 50 years of age; similarly distributed among women and men. About two thirds of the interviewees live in the postcode area where Westpark is located. Hardly any respondents' home is situated outside of Dortmund, which shows the highly local, city-wide importance of Westpark. Despite Westpark's local popularity, most respondents (76.4%) also regularly visit other parks in Dortmund. Among these, Westfalenpark and Rombergpark, both with a certain botanical value and located in the south of Dortmund, are the favourites. A strong majority of the respondents (N=135) stated their preference for at least one of the four improvement areas. Interviewees most frequently chose enhancements related to design and furniture. The second and third highest most favoured categories were cleanliness and security, while horticultural maintenance was least popular (see Figure 3).

Fig. 3: Preferences for improvement areas (N=148)



According to these results, most proposals mentioned by the respondents were related to the design and furniture improvement category. New and reconstructed playgrounds, more benches and more toilets were specifically requested. Regarding cleanliness, more waste bins and better waste disposal were seen as desirable. To increase security, more security staff and more lights were important to users.

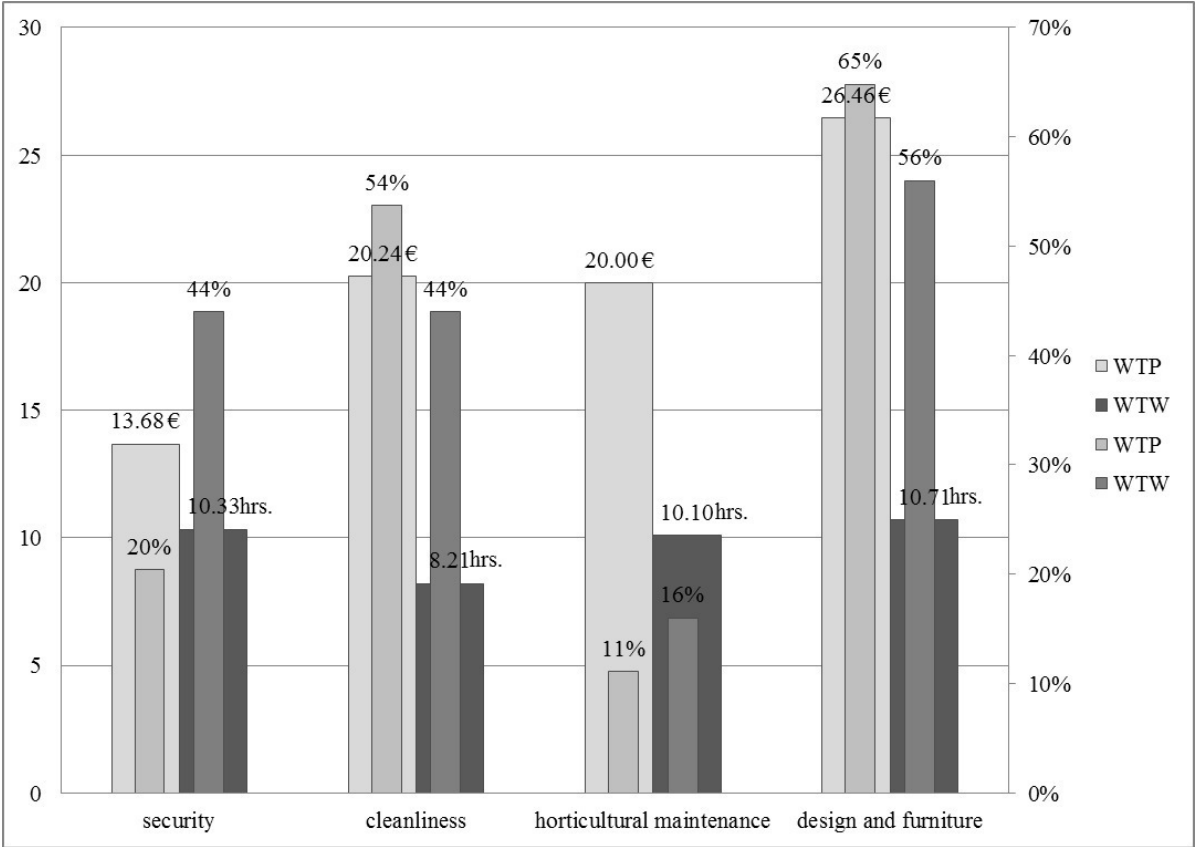
5.1 Willingness to pay and willingness to work

Respondents who identified a need for improvements in Westpark were asked if they would be willing to pay any amount, on a voluntary basis, into an earmarked fund to support their desired improvements and proposals. Of the 135 users, 40% expressed a general willingness to pay, while the majority refused any financial contribution. Of the latter, 32.5% was willing to work, which means that 54% of all respondents were willing to support improvements. The respondents willing to pay were surveyed regarding the annual amount they would be willing to donate to the fund for improvement measures in Westpark. The average amount among those respondents was nearly EUR 25 annually, while the median was EUR 20 per year. The absolute willingness to pay averaged among all survey respondents was EUR 9.09. Comparable studies applying contingent valuation to parks in Germany (see Klaphake/Meyerhoff 2003: 13; Matz 2006: 68) reveal quite similar estimates. The average willingness to work among the respondents willing to work is 9.21 hours per month in the seasonal period from April through September. Considering all respondents, the value is 1.62 hours per month, which is lower than in a comparable study where this value was 2.48 hours (Matz 2006: 65). The average proportional and absolute willingness to pay and willingness to work values for the four improvement areas are shown in Figure 4.

Respondents showed the highest interest in park design and furniture enhancements: nearly 65% of the respondents willing to pay and 56% of the respondents willing to work wished for improvements in park design and furniture. Moreover, of all improvement categories, respondents assigned the highest average willingness to pay and willingness to work values to park design and furniture. Cleanliness was also well supported, as more than half of the interviewees would pay around EUR 20 per year for a cleaner park (to be achieved by the provision of more waste bins and better waste disposal services). People willing to pay were less in favour of security and horticultural amendments, although the average willingness to pay for the latter was also EUR 20. The willingness to work values differ only

marginally among the categories; only physical work for better cleanliness was less popular than the other improvement categories. These results clearly address the need for action in future park management in Westpark, which should mainly focus on the provision of attractive playgrounds, more benches and a cleaner park through the installation of more waste bins and the establishment of a better waste disposal service.

Fig. 4: Willingness to Pay (N=54) and Willingness to Work (N=27) for improvement areas



5.2 Determinants of willingness to pay and willingness to work

To investigate why interviewees stated a willingness to pay or a willingness to work and the amounts they reported, cross-tabulations were produced for 36 independent variables. The cross-tabulations helped to identify differences in the percentage ratios between the dependent variables and the independent variables in relation to their average ratios. Next, those variables showing considerable deviations were set in relation to willingness to pay, willingness to work, and their reported amounts by means of Spearman’s rank correlation coefficient. For this purpose, willingness to pay and willingness to work values were both transferred into intervals to make them suitable for the application of Spearman’s rank correlation coefficient (Bühl 2010: 388). It displays the statistical dependence and relationship between two variables and ranges between +1 and -1, while both values are

considered to express strong positive or negative correlations between the two variables. To produce reliable conclusions, only independent variables that are at least significant on a five percent level are considered. In this way, the rationales of respondents who are either willing to pay or willing to work, as well as the amounts they are willing to pay or willing to work, can be estimated, which may produce helpful information for park management.

Table 2: Definitions and proportions of dependent and independent variables

Dependent variables	WTPgen (N=135)	no	yes				
		60%	40%				
	WTPabs (N=135)	0 €	> 0-5 €	> 5-15 €	> 15-30 €	> 30 €	
		60.0%	8.9%	10.4%	12.6%	8.1%	
	WTWgen (N=81)	no	yes				
		67.9%	32.1%				
	WTWabs (N=81)	0 h.	> 0-5 h.	> 5-10 h.	> 10 h.		
		67.9%	12.3%	9.9%	9.9%		
Independent variables	Duration of visit (N=145)	< 0.5 h.	0.5-1 h.	> 1-2 h.	> 2-3 h.	> 3-4 h.	> 4 h.
		34.5%	2.1%	24.8%	17.9%	14.5%	6.2%
	Reason for visit						
	Barbequing (N=146)	no	yes				
		78.8%	21.2%				
	Transit (N=145)	no	yes				
		84.8%	15.2%				
	Statements						
	The park is clean (N=146)	I totally disagree	I disagree	I agree	I fully agree		
		13.7%	37.0%	40.4%	8.9%		
	I feel safe (N=146)	I totally disagree	I disagree	I agree	I fully agree		
		9.2%	24.6%	33.1%	33.1%		
	Improvement						
	Security (N=148)	no	yes				
64.2%		35.8%					
Gender (N=148)	female	male					
	52.7%	47.3%					

WTPgen = general willingness to pay, WTPabs = absolute willingness to pay, WTWgen = general willingness to work, WTWabs = absolute willingness to work

Table 3: Proportion of significant independent variables on dependent variables

		WTPgen (N=135)		WTPabs (N=135)					WTWgen (N=81)	
		no (%)	yes (%)	0 € (%)	> 0-5 € (%)	> 5-15 € (%)	> 15-30 € (%)	> 30 € (%)	no (%)	yes (%)
Duration of visit	< 0.5 h.	42.5	25.9	42.5	41.7	21.4	23.5	18.2	46.3	34.6
	0.5-1 h.	3.8	0	3.8	0	0	0	0	1.9	7.7
	> 1-2 h.	25.0	18.5	25.0	8.3	21.4	11.8	36.4	29.6	15.4
	> 2-3 h.	15.0	22.2	15.0	8.3	14.3	47.1	9.1	9.3	26.9
	> 3-4 h.	12.5	18.5	12.5	16.7	35.7	5.9	18.2	11.1	15.4
	> 4 h.	1.2	14.8	1.2	25.0	7.1	11.8	18.2	1.9	0
Barbequing	no	84.8	70.4	84.8	75.0	50.0	70.6	90.9	87.0	80.0
	yes	15.2	29.6	15.2	25.0	50.0	29.4	9.1	13.0	20.0
Transit	no	80.8	94.4	80.8	75.0	100	100	100	79.2	84.0
	yes	18.2	5.6	19.2	25.0	0	0	0	20.8	16.0
Park is clean	I totally disagree	15.0	13.2	15.0	33.3	15.4	5.9	0	18.5	7.7
	I disagree	40.0	32.1	40.0	41.7	23.1	29.4	36.4	46.3	26.9
	I agree	40.0	43.4	40.0	8.3	46.2	52.9	63.6	27.8	65.4
	I fully agree	5.0	11.3	5.0	16.7	15.4	11.8	0	7.4	0
I feel safe	I totally disagree	11.5	7.7	11.5	18.2	0	5.9	9.1	13.5	7.7
	I disagree	28.2	19.2	28.2	27.3	23.1	0	36.4	30.8	23.1
	I agree	37.2	28.8	37.2	18.2	30.8	41.2	18.2	36.5	38.5
	I fully agree	23.1	44.2	23.1	36.4	46.2	52.9	36.4	19.2	30.8
Security	no	48.1	79.6	48.1	58.3	78.6	94.1	81.8	45.5	53.8
	yes	51.9	20.4	51.9	41.7	21.4	5.9	18.2	54.5	46.2
Gender	female	61.7	42.6	61.7	50.0	35.7	41.2	45.5	69.1	46.2
	male	38.8	57.4	38.3	50.0	64.3	58.8	54.5	30.9	53.8

WTPgen = general willingness to pay, WTPabs = absolute willingness to pay, WTWgen = general willingness to work

Out of the 36 independent variables, seven provide significant correlation values at the 0.01 or 0.05 levels (see Table 2). Tables 3 and 4 depict the variables with significant correlations in relation to the general willingness to pay (WTPgen), the absolute willingness to pay (WTPabs) and the general willingness to work (WTWgen). For the absolute willingness to work (WTWabs), no clear relation with any independent variable is observable and none is significant, which may be due to the low number of respondents in each group (see Table 2).

Table 4: Significant correlations (Spearman's rank correlation coefficient)

	Length of stay	Reason: Barbeque	Reason: Transit	Statement: Westpark is clean	Statement: I feel safe	Improvement: Security	Gender: male
WTPgen	0.277**	0.174*	-0.196*		0.201*	-0.316**	0.188*
WTPabs	0.273**		-0.229**		0.202*	-0.338**	0.183*
WTWgen				0.233*			0.220*
WTWabs							

WTPgen = general willingness to pay, WTPabs = absolute willingness to pay, WTWgen = general willingness to work, WTWabs = absolute willingness to work

**correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed)

*correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed)

One characteristic of those respondents who are willing to pay is that they stay longer than average in Westpark for a single visit. Particularly, the share of respondents visiting the park for more than two hours (>2-3 h., >3-4 h. and >4 h) is up to seven percentage points higher than the average (see Tables 2 and 3). The correlation between respondents' length of stay in the park and their willingness to pay is highly significant at the 0.01 level, while the coefficient of 0.277 describes a low correlation (see Table 4). A long stay may increase the probability that users are willing to pay because people who like to visit Westpark and spend time enjoying its various recreation and leisure opportunities will attach a certain value to these opportunities. This seems logical, as they use the park rather than merely commuting through it and are more likely to barbeque in the park than others. The difference between interviewees who are willing to pay and are also visiting the park for barbequing and those respondents who are not willing to pay is approximately 15 percentage points; the difference for the reason of transit is about the same (see Table 3). These correlations are both very low (below +/- 0.2), although they are significant. People who only cross the park to reach their destinations are willing to pay significantly less than others, especially when compared to those users whose length of stay is above average. No one who only crosses the park would be willing to pay more than EUR 5. These respondents do not use the park for its amenities, unlike those respondents who like to use the park for its functions. Interviewees who are rather willing to pay and tend to do so above average do not significantly support improvements in security. They may feel that additional security is unnecessary because they already feel considerably safer in the park than the average respondent. Accordingly, this also means that respondents interested in better security are less willing to pay. This may hint at a type of protest bias, as respondents expect a certain level of security in public green spaces such as Westpark and

believe local park management should provide that security without any additional funding. However, with an enhanced feeling of personal safety, willingness to pay for improvements other than security might increase, and respondents might even be willing to pay a higher amount. It seems that a certain degree of security is a basic requirement that should be provided by park management to increase users' willingness to support other improvements. The desire for better security in the park is not supported by high willingness to pay values. Respondents favouring other improvement categories were willing to pay more, while the share of respondents already feeling safe and willing to pay was up to ten percentage points higher than the average and up to twenty percentage points higher than the average in the willingness to pay intervals greater than EUR 5. Regarding willingness to work it is significant that respondents who perceive Westpark as being clean are more eager to work than others. This could either mean that cleanliness is a relevant factor for their personal sense of wellbeing in the park or that they do not see litter being an issue in the park. Another possibility is that a clean environment may increase their willingness to work to support other improvements.

The sample shows that the unbalanced distribution of respondents among the age groups of below and above fifty years of age in a Mann-Whitney U test (see Weinberg/Abramowitz 2008) has no significant influence on willingness to pay and willingness to work. With regard to gender, generally, men seem to be slightly more supportive of park improvements than women, as the correlation values for gender show a very low positive relation to general willingness to pay, absolute willingness to pay and general willingness to work (see Table 4). The difference between women and men is also proven by the Mann-Whitney U test. It is possible that this relates to security problems in the park, as women may not feel safe enough to support improvements. As most respondents live in the postcode area where Westpark is located, respondents' origin is understandably not relevant for explaining their willingness to pay and willingness to work according to the Mann-Whitney U test. Still, with regard to age and origin, the sample is representative for visitors to Westpark.

The analysis of determinants could be further refined by executing regression analyses. These are very complex and difficult to interpret and are therefore only of limited suitability for planning. Still, understanding why respondents are willing to pay and willing to work, and to what extent, could assist the park management in targeting certain aspects of the park (e.g. security) that influence park users' satisfaction.

6 Implication of results for the management of city parks

In the context of these results, we aim to show that a contingent valuation approach allows peoples' preferences to be identified and indicates the reasons for these preferences – which can help support tailor-made planning – and also that contingent valuation results can be made accessible to planners, if assessment is kept practicable and not overly complex. Therefore, economic valuation results should be considered in policymaking for green infrastructure.

6.1 Extrapolation of users and the fund's budget

To estimate the total amount of the hypothetical fund that would theoretically be available for reinvestment in Westpark, a user count was carried out following a similar approach to that used by Matz (2006). The user count was based on a random sample of visitors entering Westpark via its seven entrances. At every entrance, adults were counted for five minutes of each hour between 10am and 8pm. According to the resulting figures, estimations for an average day were calculated. Next, respondents' reported use frequencies were consulted and translated into quantitative figures for monthly visits to extrapolate the amount of individual visitors per month and year. To counteract overestimation, we set the amount of people only crossing Westpark to 25%, instead of the surveyed 4%. In this way, we calculated that approximately 27,000 individuals visit Westpark annually. To extrapolate the total willingness to pay and willingness to work per month and year, average willingness to pay and willingness to work values for each use frequency are employed and multiplied with the respective number of individual park visitors. According to this procedure, total monthly and annual willingness to pay would be EUR 144,000 and EUR 245,000, respectively. Working hours per month and per year to support park management would be 13,000 and 16,000, respectively. To sum up the willingness to pay and willingness to work values, we converted working hours into euro values by means of an hourly wage. This may, of course, bias the result as the choice of an hourly wage strongly influences the total value. However, for practical reasons we choose to refer to the political debates regarding "EUR 1 Jobs" and the current minimum wage of EUR 8.50 in Germany. This reflects the widespread discussion of Germany's low-pay sector. Taking both values into account, we arrive at EUR 16,000 or EUR 136,000. For this calculation, we decided to use the average of EUR 76,000. Accordingly, the total annual willingness to pay and willingness to work of all park users, and thus the budget of the fund for improvement measures and proposals, would theoretically be EUR 321,000.

6.2 Suggestions for park management actions

Based on respondents' preferences regarding the improvement categories, as well as their proposals and the relations between willingness to pay and willingness to work identified in the analysis, we discuss and suggest the possible implementation of certain park management actions within the improvement categories. Most of these actions also emerged as issues in the expert interviews and meetings of the Westpark working group and were therefore investigated in the pilot survey and then further specified in the final survey. Costs were derived from German standard costs of real time investments (BKI 2012). This approach is taken to "translate" the social value of park improvements, revealed by the willingness to pay and willingness to work values, into values that are more comprehensible to practitioners.

As most interviewees put an emphasis on improvements in design and furniture, many proposals should relate to this category. EUR 160,000 would be needed to refurbish the two playgrounds in Westpark (see Table 5). Although this is a large amount, a city park in such a central location should house attractive playgrounds to serve families with children, one of its main user groups. Further, we suggest the construction of ten new park benches, mainly close to the retirement centre and the playgrounds, which would help meet the needs of elderly people and families. Other proposals, such as public toilets and a pond, should not be implemented due to the high costs of realization and maintenance and low support amongst survey respondents.

Table 5: Costs of suggested proposals (own calculations, based on BKI 2012 and estimations from personal communications)

Improvement area	Proposal	Amount	Costs in €
Design and furniture	Playground refurbishment	2	160,000
	Park benches	10	6,500
Cleanliness	Waste bins	15	9,000
	Cleaning staff through job creation scheme		76,000
Security	Lights	15	30,000*
Maintenance			(130,000)
Total			281,500

* without installation

To improve cleanliness in Westpark, more and bigger waste bins should be placed on and around the barbeque area to enable users to dispose of their waste easily and quickly. The benefit, compared to the costs of EUR 9,000, should be enormous. Furthermore, a job cre-

ation program could be developed, employing workers to collect waste for low wages, thus addressing cleanliness concerns and providing job opportunities. This suggestion may conflict with the fact that respondents willing to work tend not to prefer improvements in cleanliness. Still, this job creation program could provide a practical solution to littered vegetation and lawns.

Although few respondents are willing to pay for improvements related to safety and security, this topic seems to be highly relevant, as drug use and dealing were often reported in the park. Increasing the level of security, and thus the personal safety of park users, appears to be essential to improving users' sense of wellbeing in Westpark. Of the proposals cited earlier, more lights might improve safety, as dark areas could be avoided and useable hours of the park would be extended. The 15 lights proposed, which would cost more than EUR 30,000, should be robust to protect them from vandalism. More security personnel may not be an efficient solution, as their power against drug use and dealing is limited (this is mainly the responsibility of the police). Given the widespread privacy concerns amongst the German public, closed-circuit television could potentially alienate people, be targeted by vandalism and diminish the character of the park. Horticultural maintenance is not a priority concern among park users and is therefore not considered.

We suggest that EUR 281,500 out of the EUR 321,000 hypothetical budget should be used for improvements. However, the installation costs of the lights are not included in this figure and would certainly require most of the remaining amount. Although the suggestions in this section are based on users' preferences, revealed by their willingness to pay and willingness to work and are hypothetical in nature, they highlight the high social values park visitors attach to potential improvements, identify possible reasons for these values, and help to indicate where to focus park management actions. Through park improvements, the general attractiveness of Westpark could be increased, which could lead to longer park visits, fewer respondents using the park only for transit, better safety and security, and thus higher overall satisfaction.

6.3 Limitations of the study

However, willingness to pay values derived from contingent valuation studies tend to overestimate real willingness to pay. The same might be true for willingness to work. Therefore, the total hypothetical budget could be smaller than estimated. Additionally, the sample size is not statistically representative, neither of Dortmund nor of the district. The

district where Westpark is located has a population of about 52,000, the whole city of Dortmund of about 580,000 (Stadt Dortmund 2009: 22). The low sample size may also affect the extrapolation of users and thus the estimation of the fund's budget. Another issue is selection biases, which can be related to the random selection of both survey participants and counted visitors. Still, according to results from the Mann-Whitney U test, the survey seems to be representative for Westpark users and fits well into the socio-economic context of the district. Primarily, we would like to underscore the importance of quantitative and qualitative information obtained through contingent valuation for park management and policy.

Willingness to work, in particular, might well have high a potential for green infrastructure management in the future, as it highlights a certain readiness in society to tackle problems and to work together for a common goal. In comparison to willingness to pay, willingness to work seems to be easier to implement in reality as people might be more eager to work physically than to pay money. Willingness to pay should be seen more in the light of providing strategic arguments for decision makers to invest in green spaces and to showcase the high significance of green infrastructure assets such as parks for society. Thus, willingness to pay and willingness to work surveys can function as practical and understandable tools in an integrated, user-orientated planning approach to green infrastructure planning and management.

7 Conclusion

The aim of this paper is to pinpoint the opportunities a contingent valuation survey provides for green infrastructure planning, using the case study of an urban park. This aim was accomplished by applying the contingent valuation method to Westpark in Dortmund, which is centrally located in a densely populated district and suffers from diverse problems that reveal a need for action in park management. Therefore, users of the park were surveyed, asked to choose their favourites from four improvement categories, and asked to state willingness to pay or willingness to work. The results underscore the serious need for action within the improvement categories, with an emphasis on design and furniture improvements. Further, the results provide links between certain variables and willingness to pay and willingness to work, which reveal respondents' length of stay (and thus intensive use of the park, as opposed to merely commuting through it), safety, and security as significant factors.

The present approach clearly shows that identifying and understanding users' preferences is helpful in guiding and justifying park management, especially when public finances are limited. Furthermore, by identifying the determinants of respondents' willingness to pay and willingness to work, important information related to preferences, attitudes, and use characteristics can be derived for the future planning of city parks. To make contingent valuation accessible to practitioners and thus comprehensible for policy and decision making, we set the budget of the hypothetical fund as equivalent to the social value of park improvements in relation to the costs of the most favoured improvement categories and proposals. Thus, it becomes clear that the hypothetical budget would be sufficient to fund those proposals that are important to users, such as new playgrounds, more benches, waste bins and lights.

These considerations are just theoretical, but they could potentially introduce contingent valuation to planning and decision making and could offer practitioners new views on green infrastructure planning and management. Therefore, the present study was made available to the body responsible for landscape and green space planning in Dortmund. There has been no evaluation of the study's impact on the management of Westpark, but to date most of the proposed improvements such as special waste bins for the barbecuing area, more lights along the main corridor, new playgrounds and increased shrub cutting in summer times to limit hide-out possibilities have been implemented, some of them with the participation of local residents and users. Another conclusion may be that the introduction of an entrance fee for Westpark, and for parks in general, might provide a solution to current problems of park management. In Germany, it is not easy to introduce entrance fees in a politically acceptable way. In the case of Westpark, entrance fees would not be appropriate due to its character as a district park, the risk of social resistance and the cultural expectation in Germany that public authorities have the responsibility to provide public green infrastructure. There is a park in Dortmund that charges an admission fee, but this park has more amenities of regional significance to offer than Westpark.

There is no doubt that public green infrastructure such as city parks will, due to its character, always require public funding (Willis 2003). Contingent valuation may provide an effective solution by directing financial resources for green infrastructure planning and by incorporating users' preferences into decision making.

Note

This manuscript includes findings from my diploma thesis entitled “GrünAnlage – Was ist uns Stadtgrün wert? Ökonomische Bewertung des Westparks in Dortmund”, which was submitted to the School of Spatial Planning at TU Dortmund University in 2010.

Substantial parts of this recent contribution have been developed at the Research Institute for Regional and Urban Development gGmbH (ILS) in Dortmund.

References

Ahmed, S.U.; Gotoh, K. (2007): Estimation of the willingness to pay for preserving public parks in Nagasaki City by using contingent valuation. In: Reports of the Faculty of Engineering, Nagasaki University 37, 68, 53-60.

Amundsen, O. M.; Allen, W.; Hoellen, K. (2009): Green Infrastructure Planning: Recent Advances and Applications. <http://www.carolinamountain.org/sites/default/files/files/Nature%20and%20Commerce/4%20PASMemoMay-June09.pdf> (October 12, 2016).

Arrow, K.; Solow, R.; Portney, P.R.; Learner, E.E.; Radner, R.; Schuman, H. (1993): Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. Washington, DC.

Bateman, I.J.; Landford, I.H.; Willis, K.G.; Turner, R.K.; Garrod, G.D. (1993): The Impacts of Changing Willingness to Pay Question Format in Contingent Valuation Studies: An Analysis of Open-ended, iterative Bidding and Dichotomous Choice Formats. Norwich. = CSERGE Working paper GEC 1993-05

Bateman, I.J.; Harwood, A.R.; Mace, G.M.; Watson, R.T.; Abson, D.J.; Andrews, B.; Binner, A.; Crowe, A.; Day, B.H.; Dugdale, S.; Fezzi, C.; Foden, J.; Hadley, D.; Haines-Young, R.; Hulme, M.; Kontoleon, A.; Lovett, A.A.; Munday, P.; Pascual, U.; Paterson, J.; Perino, G.; Sen, A.; Siriwardena, G.; van Soest, D.; Termansen, M. (2013): Bringing Ecosystem Services into Economic Decision-Making: Land Use in the United Kingdom. In: Science 341, 6141, 45-50.

BKI – Baukosteninformationszentrum Deutscher Architektenkammern (2012): Objektdaten Freianlagen. Kosten abgerechneter Objekte mit statistischen Kostenkennwerten. Stuttgart.

Bühl, A. (2010): PASW 18. Einführung in die moderne Datenanalyse. München.

- Carson, R.T. (2012): Contingent valuation: A practical alternative when prices aren't available. In: *Journal of Economic Perspectives* 26, 4, 27-42.
- Carson, R.T.; Flores, N.E.; Meade, N.F. (2001): Contingent Valuation: Controversies and Evidence. In: *Environmental and Resource Economics* 19, 2, 173-210.
- Chiesura, A. (2004): The role of urban parks for the sustainable city. In: *Landscape and Urban Planning* 68, 1, 129-138.
- Christie, M. (1999): An Assessment of the Economic Effectiveness of Recreation Policy using Contingent Valuation. In: *Journal of Environmental Planning and Management* 42, 4, 547-564.
- Costa, C.S. (2007): Ökonomische Argumente für eine Grünflächenentwicklung. In: *Stadt und Grün* 56, 2, 13-19.
- Del Saz Salazar, S.; Menendez, L.G. (2007): Estimating the non-market benefits of an urban park: Does proximity matter? In: *Land Use Policy* 24, 1, 296-305.
- Elsasser, P.; Meyerhoff, J.; Montagné, C.; Stenger, A. (2009): A bibliography and database on forest benefit valuation studies from Austria, France, Germany, and Switzerland – A possible base for a concerted European approach. In: *Journal of Forest Economics* 15, 1-2, 93-107.
- Europäische Kommission (2013): Grüne Infrastruktur (GI) – Aufwertung des europäischen Naturkapitals. http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:d41348f2-01d5-4abe-b817-4c73e6f1b2df.0012.03/DOC_1&format=PDF (October 12, 2016).
- Freeman III., A.M.; Herriges, J.A.; Kling, C.L. (2014): *The Measurement of Environmental and Resource Values. Theory and Methods*. Hoboken.
- Gälzer, R. (2001): *Grünplanung für Städte. Planung, Entwurf, Bau und Erhaltung*. Stuttgart.
- Gronemann, S.; Hampicke, U. (1997): Die Monetarisierung der Natur. Möglichkeiten, Grenzen und Methoden. In: Weise, P. (ed.): *Nachhaltigkeit in der ökonomischen Theorie*. Frankfurt am Main, 164-207. = *Jahrbuch Ökonomie und Gesellschaft* 14.
- Gruehn, D. (2013): Germany Goes Green – Innovations towards a Sustainable Regional Development. In: *World Technopolis Review* 1, 4, 230-239.
- Grunert, H. (2001): Grün Macht Geld – Macht Geld Grün. Die ökonomische Bedeutung des Stadtgrüns. In: *Stadt und Grün* 50, 8, 539-544.
- Haab, T.C.; Interis, M.G.; Petrolia, D.R.; Whitehead, J.C. (2013): From Hopeless to Curious? Thoughts on Hausman's "Dubious to Hopeless" Critique of Contingent Valuation. In: *Applied Economic Perspectives and Policy* 35, 4, 593-612.

Hausman, J. (2012): Contingent Valuation: From Dubious to Hopeless. In: *Journal of Economic Perspectives* 26, 4, 43-56.

James, P.; Tzoulas, K.; Adams, M.D.; Barber, A.; Box, J.; Breuste, J.; Elmqvist, T.; Frith, M.; Gordon, C.; Greening, K.L.; Handley, J.; Haworth, S.; Kazmierczak, A.E.; Johnston, M.; Korpela, K.; Moretti, M.; Niemelä, J.; Pauleit, S.; Roe, M.H.; Sadler, J.P.; Ward Thompson, C. (2009): Towards an integrated understanding of green space in the European built environment. In: *Urban Forestry and Urban Greening* 8, 2, 65-75.

Jilkova, J.; Holländer, R.; Kochmann, L.; Slavik, J.; Slavikova, L. (2010): Economic Valuation of Environmental Resources and its Use in Local Policy Decision-Making: A Comparative Czech-German Border Study. In: *Journal of Comparative Policy Analysis* 12, 3, 299-309.

Johnston, R.J. (2006): Is hypothetical bias universal? Validating contingent valuation responses using a binding public referendum. In: *Environmental Economics and Management* 52, 1, 469-481.

Klaphake, A. (2003): Mehr Ökonomie für den Freiraum! Konzeptionelle Grundlagen und empirische Ergebnisse der Ökonomie städtischer Freiräume. In: *Stadt und Grün* 52, 10, 7-13.

Klaphake, A.; Meyerhoff, J. (2003): Der ökonomische Wert städtischer Freiräume. In: *Raumforschung und Raumordnung* 61, 1-2, 107-117.

Knetsch, J.L. (2010): Values of gains and losses: Reference states and choice of measure. In: *Environmental and Resource Economics* 46, 2, 179-188.

Matz, K. (2006): Was ist ein Stadtpark wert? Ökonomische Bewertung des Görlitzer Parks in Berlin mit einer Zahlungsbereitschaftsanalyse. Berlin. = *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* 128.

McConnell, V.; Walls, M. (2005): *The Value of Open Space: Evidence from Studies of Nonmarket Benefits*. Washington, DC.

Meyerhoff, J. (2004): *Der Einfluss von Einstellungen auf die Zahlungsbereitschaft für Veränderungen in Natur und Landschaft. Ergebnisse aus zwei Kontingenten Bewertungen zum Wattenmeer und zur Elbe*. Frankfurt am Main.

Milchert, J. (2005): Mit Grün Geld verdienen. In: *Stadt und Grün* 54, 1, 11-15.

Mitchell, R.C.; Carson, R.T. (1989): *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Washington, D.C.

Neumeyer, H.-P.; Kieslich, W.; Liesen, M. (2004): StadtgrünPlan. Stadtbezirk Innenstadt-West. Erstellt im Auftrag der Stadt Dortmund, Regiebetrieb Stadtgrün. Dortmund.

Pearce, D.W.; Atkinson, G.; Mourato, S. (2006): Cost-Benefit Analysis of the Environment. Recent Developments. Paris.

Schröder, T. (2000): Der Park lebt nicht vom Staat allein. In: Topos 19, 68-74.

Slootweg, R.; van Beukering, P.J.H. (2008): Valuation of Ecosystem Services and Strategic Environmental Assessment: Lessons from Influential Cases. Report of the Netherlands Commission for Environmental Assessment. Utrecht.

Stadt Dortmund (2006): Parks und Gärten in Dortmund. Dortmund.

Stadt Dortmund (2009): Statistisches Jahrbuch. Dortmunder Statistik 2009. Dortmund.

Stewart, S.; Kahn, J.R. (2009): An introduction to choice modeling for non-market valuation. In: Alberini, A.; Kahn, J.R. (eds.): Handbook on Contingent Valuation. Cheltenham/Northampton, 153-176.

TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2010): The Ecological and Economic Foundations. London.

Venkatachalam, L. (2004): The contingent valuation method: a review. In: Environmental Impact Assessment Review 24, 1, 89-124.

Weinberg, S.L.; Abramowitz, S.K. (2008): Statistics using SPSS. An Integrative Approach. Cambridge.

Whitehead, J.C. (2006): A practitioner's primer on the contingent valuation method. In: Alberini, A.; Kahn, J.R. (eds.): Handbook on Contingent Valuation. Cheltenham/Northampton, 66-91.

Wilker, J. (2010): GrünAnlage – Was ist uns Stadtgrün wert? Ökonomische Bewertung des Westparks in Dortmund. Diplomarbeit, Technische Universität Dortmund.

Wilker, J.; Rusche, K. (2014): Economic valuation as a tool to support decision-making in strategic green infrastructure planning. In: Local Environment 19, 6, 702-713.

Wilker, J.; Rusche, K.; Benning, A.; MacDonald, M.A.; Blaen, P. (2016): Applying ecosystem benefit valuation to inform quarry restoration planning. In: Ecosystem Services 20, 44-55.

Willis, K.G. (2003): Pricing Public Parks. In: Journal of Environmental Planning and Management 46, 1, 3-17.